

# Pilaantuneen maa-alueen riskinarviointi ja kestävä riskinhallinta

YMPÄRISTÖN-  
SUOJELU





# Pilaantuneen maa-alueen riskinarviointi ja kestävä riskinhallinta

Helsinki 2014

YMPÄRISTÖMINISTERIÖ



Ympäristöministeriö  
Miljöministeriet  
Ministry of the Environment

YMPÄRISTÖHALLINNON OHJEITA 6 | 2014

Ympäristöministeriö  
Ympäristönsuojeluosasto

Taitto: Marianne Laune  
Kansikuva: YHA-Kuvapankki / Pirjo Ferin

Julkaisu on saatavana myös internetistä:  
[www.ym.fi/julkaisut](http://www.ym.fi/julkaisut)

Edita Prima Oy, Helsinki 2014

ISBN 978-952-II-4326-7 (nid.)  
ISBN 978-952-II-4327-4 (PDF)  
ISSN 1796-1645 (pain.)  
ISSN 1796-1653 (verkkokj.)



Painotuote

## ESIPUHE

Pilaantuneiden ja pilaantuneeksi epäiltyjen maa-alueiden suunnittelu- ja kunnostushankkeissa riskinarviointi on perustunut vuonna 2007 annettuun valtioneuvoston asetukseen maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista (214/2007, PIMA-asetus) sekä asetuksen soveltamisohjeeseen (Ympäristöhallinnon ohjeita 2/2007). Tämä ns. PIMA-ohje laadittiin ensisijaisesti tarkentamaan uutta asetusta, mutta siinä käsiteltiin myös yleisiä riskinhallinnan sekä maa-ainesjätteen käsittelyn ja sijoittamisen periaatteita.

Ohjeen sisällön tarkistaminen tuli ajankohtaiseksi erityisesti ympäristönsuojelulain (527/2014) kokonaisuudistuksen ja uuden jätelain (646/2011) myötä. Samalla ohjetta päätettiin tarkistaa myös muilta osin siinä laajuudessa kuin se ohjeen käytöstä saatujen kokemusten perusteella todettiin tarpeelliseksi. Ohjeeseen tehdyt muutokset tarkentavat ja yhdenmukaistavat riskinarvioinnin sisältövaatimuksia ja toteutustapaa. Ohjeessa kuvataan myös kestävä riskinhallinnan ja kunnostuksen arviointia ja periaatteita sekä annetaan niitä koskevia yleisiä suosituksia. Tehtyjen muutosten vuoksi ohjeen nimi on muutettu vastaamaan paremmin sen soveltamisalaa.

Ohje on tarkoitettu valvonta- ja lupaviranomaisille, suunnitelmien ja arviointien tekijöille ja tilaajille sekä muille alan asiantuntijoille. Se korvaa maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista aiemmin annetun ympäristöministeriön ohjeen (Ympäristöhallinnon ohjeita 2/2007). Ohje ei ole sitova.

Ohje on laadittu Suomen ympäristökeskuksessa (SYKE) ympäristöministeriön ohjauksessa. Sen kirjoittamisesta on vastannut erikoistutkija Jussi Reinikainen SYKEstä. Työhön ovat osallistuneet myös Outi Pyy, Jaana Sorvari, Jani Salminen, Pirjo Sainio ja Jouko Tuomainen SYKEstä sekä Hannu Komulainen Terveiden ja hyvinvoinnin laitoksesta. Työtä on ohjannut ympäristöneuvos Anna-Maija Pajukallio ympäristöministeriöstä. Tämän lisäksi työtä ovat kommentoineet ja siihen arvokkaita näkemyksiä antaneet lukuisat asiantuntijat mm. ympäristöministeriöstä, ELY-keskuksista, Geologian tutkimuskeskuksesta, konsulttitoimistoista sekä kuntien virastoista.

ylijohtaja  
Tuula Varis

ympäristöneuvos  
Anna-Maija Pajukallio



# SISÄLLYS

<b>Esipuhe</b> .....	3
<b>1 Johdanto</b> .....	9
<b>2 Keskeiset käsitteet</b> .....	13
2.1 Pilaantunut alue .....	13
2.2 Haitta, riski ja vaara .....	14
2.3 Riskinarviointi, riskinhallinta ja kunnostaminen .....	14
2.4 Riskinhallinnan ja kunnostamisen kestävyys .....	15
2.5 Muut käsitteet .....	16
<b>3 Säädosperusta</b> .....	19
3.1 Ympäristönsuojelulaki .....	19
3.1.1 Määritelmät .....	20
3.1.2 Yleiset velvollisuudet ja periaatteet .....	22
3.1.3 Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden puhdistaminen .....	24
3.1.4 Asetus ympäristönsuojelusta .....	27
3.1.5 Asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista .....	28
3.2 Laki vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä .....	30
3.3 Terveystensuojelulaki .....	31
3.4 Jätelaki .....	32
3.5 Maankäyttö- ja rakennuslaki .....	33
3.6 Kemikaalilaki .....	34
<b>4 Riskinarviointi</b> .....	37
4.1 Riskinarviointimenettely .....	37
4.1.1 Yleiset periaatteet ja vaiheet .....	37
4.1.2 Haittojen ja riskien tunnistaminen .....	38
4.1.3 Haittojen ja riskien määrittäminen .....	39
4.1.4 Haittojen ja riskien kuvaus .....	39
4.1.5 Riskinarvioinnin dokumentointi .....	40
4.2 Riskinarvioinnin tarkoitus ja erilaiset tyypit .....	40
4.2.1 Pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi .....	40
4.2.2 Puhtaustavoitteiden määrittäminen .....	44
4.2.3 Jäännösriskien arviointi .....	44
4.2.4 Muita riskitarkasteluja .....	45

<b>4.3</b>	<b>Riskinarvioinnin lähtötiedot</b>	47
4.3.1	Haitta-aineiden pitoisuudet ja kokonaismäärät	47
4.3.2	Haitta-aineiden ominaisuudet	48
4.3.3	Taustapitoisuudet	50
4.3.4	Toimintahistoria	51
4.3.5	Alueen ja lähiympäristön maankäyttö	51
4.3.6	Maaperäolosuhteet	52
4.3.7	Pohja- ja vajovesiolosuhteet	53
4.3.8	Pintavesiolosuhteet	54
<b>4.4</b>	<b>Käsitteellinen malli</b>	55
4.4.1	Tavoitteet, rajaukset ja tarkkuus	55
4.4.2	Esitystapa	57
<b>4.5</b>	<b>Kohdetutkimukset ja arviointimenetelmät riskinarvioinnissa</b>	59
4.5.1	Näytteenoton suunnittelu ja toteutus	60
4.5.2	Näytteenoton edustavuus	62
4.5.3	Edustava pitoisuus	67
4.5.4	Maaperän pitoisuusmääritykset	68
4.5.5	Pohjaveden pitoisuusmääritykset	70
4.5.6	Pintaveden pitoisuusmääritykset	71
4.5.7	Huokoskaasun ja sisäilman pitoisuusmääritykset	71
4.5.8	Liukoisuustutkimukset	72
4.5.9	Myrkyllisyystutkimukset	73
4.5.10	Laskennalliset tarkastelut	73
<b>4.6</b>	<b>Riskien määrittäminen ja kuvaus yleisillä vertailuarvoilla</b>	77
4.6.1	Maaperän kynnys- ja ohjearvot	79
4.6.2	Terveystensuojelun vertailuarvot	83
4.6.3	Pohjaveden laadun vertailuarvot	86
4.6.4	Pintaveden laadun vertailuarvot	90
4.6.5	Sisäilman laadun vertailuarvot	94
<b>4.7</b>	<b>Kulkeutumisriskien arviointi</b>	97
4.7.1	Tavoitteet ja rajaukset	97
4.7.2	Haitta-aineiden kulkeutumista ohjaavat prosessit	98
4.7.3	Kulkeutuminen vajo- ja pohjavedessä	102
4.7.4	Kulkeutuminen huokoskaasussa ja sisäilmaan	105
4.7.5	Kulkeutumisriskien määrittäminen ja kuvaus	108
<b>4.8</b>	<b>Terveysriskien arviointi</b>	111
4.8.1	Tavoitteet ja rajaukset	111
4.8.2	Altistumisen arviointi	112
4.8.3	Vaikutusten arviointi	116
4.8.4	Terveysriskien määrittäminen ja kuvaus	119
<b>4.9</b>	<b>Ekologisten riskien arviointi</b>	120
4.9.1	Tavoitteet ja rajaukset	121
4.9.2	Altistumisen ja vaikutusten arviointi	122
4.9.3	Ekologisten riskien määrittäminen ja kuvaus	125
<b>4.10</b>	<b>Epävarmuustarkastelu</b>	126



<b>5</b>	<b>Kestävä riskinhallinta ja kunnostus</b>	<b>131</b>
5.1	Riskinhallinnan yleiset lähtökohdat	131
5.2	Riskinhallintapäätökseen vaikuttavat tekijät	132
5.3	Kestävä kehitys pilaantuneen alueen riskinhallinnassa	133
5.4	Kestävä kunnostaminen	134
5.5	Kestävyyden arviointi ja optimointi kunnostushankkeessa	136
5.6	Kestävyyden osatekijät ja indikaattorit	137
<b>6</b>	<b>Kestävää riskinhallintaa ja kunnostusta koskevia suosituksia</b>	<b>145</b>
6.1	Alueellinen maankäytön suunnittelu	146
6.2	Riskinarvioinnin soveltuvuus	146
6.3	Kunnostustoimien ajoitus	146
6.4	Pintamaan puhtaus	147
6.5	Erityistä huolta aiheuttavat aineet	147
6.5.1	Pysyvät, biokertyvät ja toksiset aineet	147
6.5.2	Helposti haihtuvat orgaaniset yhdisteet	148
6.5.3	NAPL-yhdisteet	149
6.6	Kunnostusmenetelmät	149
6.7	Kaivettujen maa-ainesten hyödyntäminen	149
6.8	Kaivettujen maa-ainesten käsittelymenetelmät	150
6.9	Viestintä ja sidosryhmien osallistuminen	150
	<b>Liitteet</b>	<b>151</b>
	LIITE 1: Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista (214/2007)	151
	LIITE 2: Valtioneuvoston asetukseen maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista liittyvät perustelut	156
	LIITE 3: Tarkistuslista riskinarvioinnin eri osavaiheissa käsiteltävistä ja dokumentoitavista seikoista	164
	LIITE 4: Haitallisten aineiden määrittämisessä käytettäviä standardimenetelmiä – kemialliset menetelmät	170
	LIITE 5: Haitta-aineiden ympäristöominaisuuksien luokittelukriteerejä	180
	LIITE 6: Haitta-aineiden fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia kuvaavien muuttujien oletusarvoja	182
	LIITE 7: Maaperän ohjearvojen perustana olevat viitearvot	184
	LIITE 8: Toksisuusekvivalenssikertoimet (TEF) dioksiineille, furaaneille ja dioksiinien kaltaisille PCB-yhdisteille	190

LIITE 9: Laskentayhtälöitä ja niissä tarvittavia lähtötietoja .....	191
LIITE 10: Öljyhiilivedyt pilaantuneen alueen riskinarvioinnissa .....	206
LIITE 11: Monitoroidun luontaisen puhdistumisen (MLP) hyödyntäminen pohjavesiriskien arvioinnissa ja hallinnassa .....	218
LIITE 12: Pilaantuneisiin maa-alueisiin liittyvä viestintä .....	224
<b>Lähteet</b> .....	227
<b>Kuvailulehti</b> .....	233
<b>Presentationsblad</b> .....	234
<b>Documentation page</b> .....	235

# 1 Johdanto

Monet tekijät voivat laukaista tarpeen selvittää maa-alueen pilaantuneisuutta. Tällaisia ovat mm. maankäytön muutos, alueelle suunnitellut rakennustyöt, muutokset alueen omistus- tai hallintasuhteissa, alueella harjoitetun toiminnan päättymisen sekä havaintoihin perustuva epäily pilaantuneisuudesta. Selvitystarve käynnistää prosessin, johon kuuluu useita vaiheita ja toimijoita (kuva 1).

Päätöksenteon kannalta keskeinen työkalu prosessissa on riskinarviointi. Siinä alueen maaperän ja pohjaveden haitallisista aineista ympäristölle ja terveydelle aiheutuvat haitat ja riskit tunnistetaan ja määritetään ja niiden merkittävyys arvioidaan tapauskohtaisesti. Jos haittoja tai riskejä riskinarvioinnin perusteella voidaan pitää merkittävänä, maaperä tai pohjavesi todetaan pilaantuneeksi ja se on puhdistettava. Tällöin riskinarvioinnilla voidaan määrittää myös maaperän ja pohjaveden riittävä puhtaustaso.

Käytännössä riskinarviointia tarvitaan myös muissa yhteyksissä, joissa toiminta tai päätöksenteko edellyttää ympäristön pilaantuneisuuden tai pilaantumisvaaran tarkastelua. Riskinarvioinnin yleiset periaatteet, tavoitteenasettelun reunaehdot ja menettelytavat ovat yhdenmukaisia arvioinnin lähtökohdasta riippumatta.

Maaperän ja pohjaveden puhdistamisessa eli kunnostuksessa riskinarvioinnin kautta merkittäviksi arvioidut haitat ja riskit vähennetään hyväksyttävälle tasolle. Tietyissä

tilanteissa riskejä voidaan hallita myös ilman varsinaisia kunnostustoimia esimerkiksi rakentamisen ja maankäytön suunnittelun keinoin tai ympäristöseurannan avulla. Riskinhallintaan sisältyy toimien suunnittelu, vertailu, valinta ja käytännön toteutus.

Riskinhallinnan suunnittelussa ja toteutuksessa on tärkeä huomioda, että eri riskinhallintaratkaisuilla, kuten kunnostusmenetelmillä, on aina moniulotteisia vaikutuksia ympäristöön, ihmisiin ja yhteiskuntaan. Nämä vaikutukset voivat olla paitsi positiivisia myös negatiivisia tarkasteltavasta näkökulmasta riippuen. Kestävässä riskinhallinnassa toiminnan positiiviset kokonaisvaikutukset ylittävät negatiiviset vaikutukset ja lopputulos vastaa mahdollisimman hyvin kaikkien asianosaisten tarpeita.

## Ohjeen tarkoitus, sisältö ja rajaukset

Tämä ohje selostaa maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointia koskevan valtioneuvoston asetuksen 214/2007 käytännön toteutusta ja korvaa aiheesta aiemmin annetun ympäristöministeriön ohjeen (Ympäristöhallinnon ohjeita 2/2007 eli ns. PIMA-ohje). Rajauksiltaan laajentunutta ja sisällöltään tarkentunutta ohjetta voidaan soveltaa myös ympäristönsuojelulain edellyttämässä, pilaantuneen maaperän ja pohjaveden puhdistamista koskevista, arvioinneissa

sekä muissa tarkoituksissa, joissa haitallisten aineiden aiheuttamia riskejä ja ympäristön pilaantumista on selvitettävä.

Ohjeessa käsitellään riskinarvioinnin tavoitteita, toteutusta ja dokumentointia sekä annetaan niitä koskevia yleisiä suosituksia. Ohjeen lähtökohtana on järjestelmällinen ja vaiheittain etenevä riskinarviointimenettely, johon sisältyvät haittojen ja riskien tunnistaminen, määrittäminen sekä kuvaus. Ohjeen tarkoituksena on tukea riskinarvioinnin ja siihen perustuvan päätöksenteon kannalta johdonmukaista tavoitteenasettelua, tiedon hankintaa ja prosessointia. Ohjeessa kuvataan myös riskinarvioinnin tärkeimpiä lähtötietoja, vertailuarvoja, riskinarviointimenetelmiä ja niiden soveltamista sekä esitetään viittauksia muihin tietolähteisiin.

Riskinarvioinnin lisäksi ohjeessa selostetaan kestävä riskinhallinnan ja kunnostuksen arviointia ja periaatteita sekä annetaan niitä koskevia yleisiä suosituksia. Niillä pyritään ohjaamaan riskinhallintaratkaisujen valintaa ja suunnittelua siten, että toteuttavien toimien kokonaishyödyt olisivat mahdollisimman suuret. Ohjeeseen ja sen suosituksiin sisältyvät myös riskinarvioinnin tulosten tarkoituksenmukainen soveltaminen ja rajoitusten tunnistaminen.

Ohjeessa ei käsitellä yksityiskohtaisesti muita riskinhallintaprosessin vaiheita kuten kohdetutkimuksia (riskinarvioinnissa tarvittavaa näytteenottoa lukuun ottamatta) tai kunnostuksen suunnittelua ja toteutusta. Näiden osalta viitataan mm. muihin ympäristöhallinnon ohjeistuksiin ja yleiseen kirjallisuuteen.

Ohje on tarkoitettu valvonta- ja lupaviranomaisille, suunnitelmien ja arviointien tekijöille ja tilaajille sekä muille alan asiantuntijoille. Sitä tulee soveltaa tapauskohtaisesti siten, että arviointien sisältö, laajuus ja toteutustapa ovat tarkoituksenmukaisia. Ohje on esitetty siinä laajuudessa, että se soveltuu vaativiinkin arviointi- ja kunnostuskohteisiin. Monissa tapauksissa riskien ja kunnostuksen kestävyys arviointi voidaan tehdä ohjeessa kuvattuja menettelyjä yksinkertaisemmin

eikä kaikkien ohjeessa esitettyjen asioiden tarkastelu useimmiten ole tarpeellista.

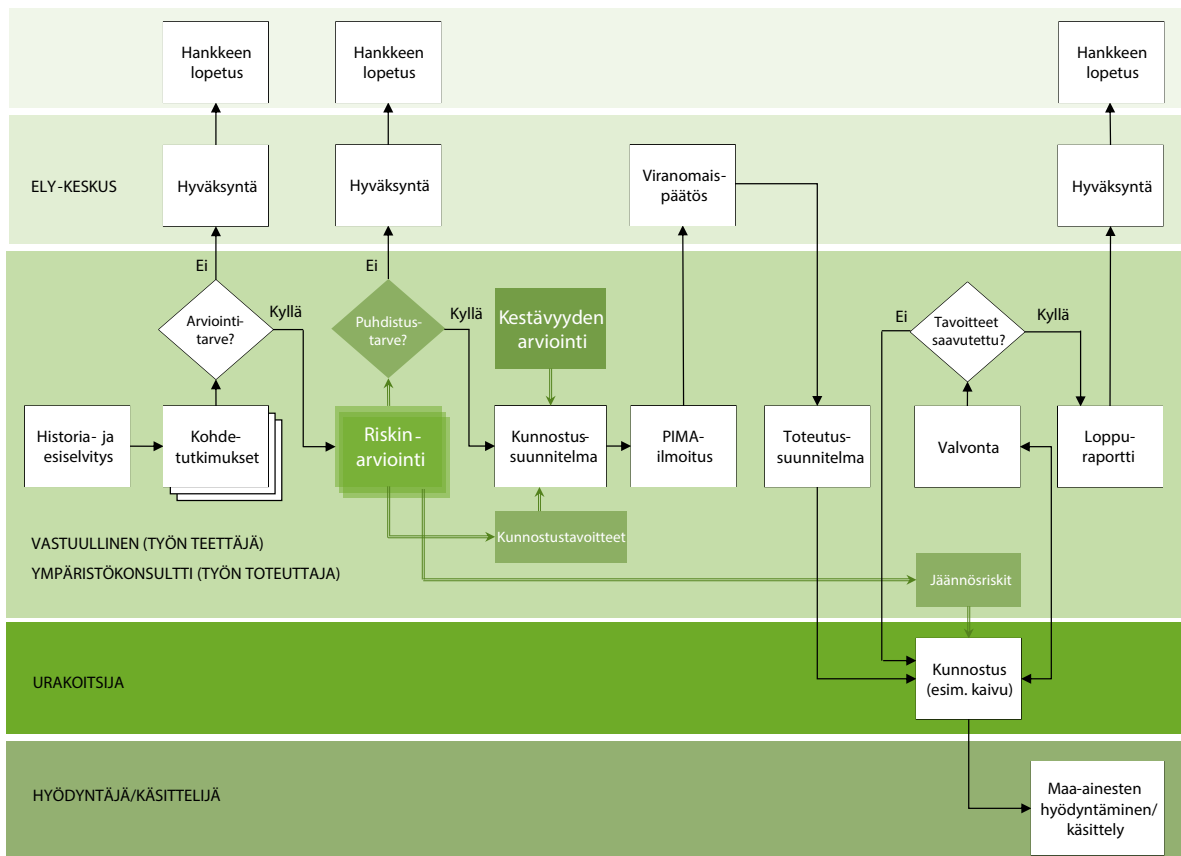
Ohje ei ole sitova.

## Keskeiset muutokset aiempaan ohjeeseen verrattuna

Riskinarvioinnin osalta tämän ohjeen keskeisimmät muutokset aiempaan PIMA-ohjeeseen verrattuna koskevat arvioinnin lähtökohtia ja tavoitteenasettelua sekä haittojen ja riskien määrittämisessä tarvittavien kohdetietojen ja vertailuarvojen hankintaa ja soveltamista. Tehdyillä muutoksilla pyritään lisäämään riskinarviointien luotettavuutta sekä edistämään ja yhdenmukaistamaan arviointitulosten tarkoituksenmukaista soveltamiskäytäntöä.

Riskinarviointimenettelyn osalta ohjetta on myös monilta osin tarkennettu. Siinä käsitellään aiempaa ohjetta tarkemmin mm. näytteenoton suunnittelua ja tutkimustulosten käyttöä riskinarvioinnissa. Ohjeessa on korostettu erityisesti näytteenoton edustavuutta, jolla on keskeinen merkitys luotettavan riskinarvioinnin ja kestävä riskinhallinnan toteutuksessa. Ohjeessa kuvataan yksityiskohtaisesti myös riskinarvioinnin muiden vaiheiden tavoitteita, sisältöä, toteutustapoja ja dokumentointia. Lisäksi annetaan yleisiä suosituksia mm. riskien määrittämisessä käytettävistä pitoisuuksista ja vertailuarvoista. Näihin sisältyvät myös täsmennetyt ohjeet maaperän ohjearvojen käyttötavoista.

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin lisäksi ohjeessa on tuotu esiin muita tarkoituksia, joissa riskinarviointia tarvitaan tai voidaan soveltaa. Näihin sisältyvät mm. pohjaveden pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi, maaperän ja pohjaveden riittävän puhtaustason määrittely sekä kaivettujen maa-ainesten ja jätteiden ympäristökelpoisuuden arviointi. Myös riskinarvioinnin ja riskinhallinnan lainsäädännöllisiä perusteita on täsmennetty ja avattu aiempaa ohjetta yksityiskohtaisemmin.



Kuva 1. Esimerkki tyypillisen PIMA-hankkeen etenemisestä ja sen osavaihteista sekä toimijoista. Tässä ohjeessa käsitellään riskinarviointia ja kestävä kunnostamista. Todellisessa hankkeessa osavaihteet voivat poiketa esitetystä mm. valitun kunnostusmenetelmän mukaan. Kohdetutkimuksia ja riskinarviointia voidaan tehdä useassa eri vaiheessa.

Ohjeen riskinhallintaosio on laajentunut merkittävästi aiempaan ohjeeseen verrattuna. Ohjeessa on korostettu riskinarvioinnin ja riskinhallinnan välistä yhteyttä esimerkiksi suhteessa riittävän puhtaustason määrittelyyn tai kunnostustoimien kohdentamiseen. Ohjeessa on kuvattu aiempaa enemmän myös riskinarvioinnin puutteita ja tuotu esiin tekijöitä, jotka saattavat vaikuttaa kunnostamistoimien tarpeeseen riskinarvioinnista riippumatta.

Täysin uutena asiana ohjeessa käsitellään riskinhallinnan ja kunnostuksen kestävyys-

tä ja kestävyys arviointia osana pilaantuneen alueen päätöksentekoa, painottuen eri kunnostusvaihtoehtojen kokonaisvaikutusten vertailuun. Tämän lisäksi ohjeessa annetaan kestävä riskinhallintaa ja kunnostusta koskevia yleisiä suosituksia.

Aiemmassa ohjeessa olleet kaivettujen maa-ainesten luokittelua, käsittelyä ja hyödyntämistä koskevat tekstit on pääsääntöisesti poistettu tästä ohjeesta ja niitä koskevia tulkintoja esitetään erillisessä ympäristöministeriön maa-aineksia koskevassa ohjeistuksessa (valmisteilla).





## 2 Keskeiset käsitteet

Riskinarvioinnin ja -hallinnan käsitteistö on osin kirjavaa ja vakiintumatonta<sup>1</sup>. Käsitteiden käyttö ja merkitys vaihtelevat eri toiminta- ja säädösympäristöissä, mistä syystä niiden määrittely eri asiayhteyksissä on tärkeää. Seuraavassa selitetään riskinarvioinnin ja riskinhallinnan keskeisiä käsitteitä ja niiden käyttöä tässä ohjeessa.

### 2.1

#### Pilaantunut alue

Pilaantunut alue on maa-alue, jolla on ihmisen toiminnan seurauksena haitallisia aineita siten, että niistä aiheutuu haittaa tai merkittävä riski ympäristölle tai terveydelle.

Pilaantuneella maa-alueella haitalliset aineet voivat olla maaperässä, pohjavedessä tai siihen kuuluvalla vesialueella (esim. ojan pohjasedimentti). Pilaantunut alue voidaan määritellä suoraan haitta-aineiden alueellisen esiintymisen taikka tietyn suunnittelu- tai rakennusalueen rajojen perusteella. Jälkimmäisessä tapauksessa samalla alueella voi olla useita pilaantuneita ja pilaantumattomia osaluueita.

Alueen pilaantuneisuus määräytyy ympäristölainsäädännön mukaisesti riskinarvioinnin (ks. luvut 3 ja 4) perusteella. Pilaantuneisuuden vaikuttavat mm. aineiden ominaisuudet, pitoisuudet, kokonaismäärät ja sijainti sekä nykyinen tai tuleva maankäyttö. Tämän ohjeen teksteissä pilaantuneen alueen käsitettä käytetään kirjoitusasun yksinkertaistamiseksi kuvaamaan myös sellaisia alueita, joilla pilaantuneisuus on alueella todettujen haitta-aineiden vuoksi vasta selvitettävä (pilaantuneeksi epäilty alue). Todellisuudessa **pilaantuneeksi epäilty alue voidaan hyväksytyn riskinarvioinnin perusteella todeta myös pilaantumattomaksi**. Lisäksi on otettava huomioon, että riskinarvioinnin perusteella nykyisessä maankäytössä **pilaantumattomaksi todetulla alueella voi olla haitta-aineiden vuoksi käyttörajoitteita**, jotka koskevat alueen nykyistä herkempeä maankäyttöä tai alueelta kaivettuja maanaineksia.

<sup>1</sup> Sorvari, J. ja Assmuth, T. 1998. Saastuneiden alueiden riskinarviointi – mitä, miksi, miten.

## Haitta, riski ja vaara

Haitta on ympäristöön tai terveyteen kohdistuva ei toivottu vaikutus, joka aiheutuu haitallisten aineiden kulkeutumisesta tai niille altistumisesta seurauksena. Riski on arvio haitan todennäköisyydestä ja vakavuudesta. Vaara kuvaa merkittävää riskiä.

Pilaantuneella alueella haitta on konkreettinen seuraus haitallisten aineiden päästöistä tai niille altistumisesta. **Haitta voi kohdistua ympäristön laatuun, elolliseen luontoon tai ihmisen terveyteen** ja se voidaan yleensä mitata tai muulla tavoin todentaa. Haitta voi ilmetä mm. häiriöinä alueen maa- tai vesiekosysteemeissä, sairauden oireena alueen asukkaissa, epämiellyttävänä hajuna tai sellaisena pohjaveden laadun muutoksena, joka vaikeuttaa pohjaveden käyttöä. Haitta voi olla luonteeltaan vähäinen ja siedettävä tai suuri ja merkittävä (merkityksellinen).

Riski on arvio haitan luonteesta ja todennäköisyydestä. Mitä suurempia ovat haitan aiheutumisen todennäköisyys tai seuraukset sitä suuremmaksi kasvaa myös riski. Käytännössä riski arvioidaan usein suoraan tietyn, erikseen rajatun ja määritellyn, kohteen ja haitan suhteen. Tällöin riskillä tarkoitetaan vain todennäköisyyttä, jolla kyseinen haitta aiheutuu.

Koska riski on aina arvio, sen todentumisesta ei ole täyttä varmuutta. Epävarmuudesta seuraa, ettei riskiä voida yleensä kokonaan estää tai poistaa, koska jo pienikin mahdollisuus haitan aiheutumiseen jollain aikavälillä aiheuttaa riskin. Samasta syystä **riskejä koskeva päätöksenteko edellyttää hyväksyttävän riskin määrittelyä**. Riski voi olla hyväksyttävä tai merkityksetön, jos haitan aiheutumisen todennäköisyys on pieni tai haitta aiheutuessaankin on siedettävä.

Siten päätöksentekijän on pystyttävä määrittelemään myös sellainen epävarmuuden ja haitan aste tai taso, jota voidaan vielä pitää hyväksyttävänä. Haittojen ja riskien luonne, suuruus ja merkittävyys, epävarmuus huomioon ottaen, arvioidaan tapauskohtaisesti riskinarvioinnissa (ks. luku 4).

Ympäristönsuojelulaissa pilaantumista koskevien säännösten käsitteistö poikkeaa osin edellä esitetystä. Pilaantumisen ja pilaantuneisuuden määrittelyssä haittojen mahdollisuutta kuvataan ympäristönsuojelulaissa termillä vaara eikä riskin käsitettä yleisesti käytetä. Säännösten soveltamisessa tällä ei kuitenkaan ole merkitystä, koska vaaran on käytännössä tulkittava tarkoittavan merkittävää riskiä (ks. luku 3.1). Monissa muissa riskinarvionnin toiminta- ja säädösympäristöissä vaaralla viitataan yleensä haitan mahdollistavaan tekijään tai tapahtumaan, kuten haitta-aineen myrkyllisyyteen tai päästön aiheuttamaan onnettomuuteen. Epäselvyyksien välttämiseksi tässä ohjeessa käytetään pilaantumisen ja pilaantuneisuuden määrittelemiseksi ainoastaan käsitteitä haitta ja riski.

## 2.3

### Riskinarviointi, riskinhallinta ja kunnostaminen

Riskinarviointi on prosessi, jossa tunnistetaan, määritetään ja kuvataan haittoja ja riskejä.

Pilaantuneella alueella **riskinarviointiin sisältyy aina haitta-aineiden päästö- ja altistuslähteiden, haitallisten vaikutusten kohteiden sekä näiden välisen yhteyden ja merkityksen osoittaminen**. Tämä edellyttää haitta-aineiden esiintymisen todentamista kohteessa ja niiden ominaisuuksien tuntemista sekä arviota aineiden kulkeutumisesta ja niille altistumisesta.



Riskinhallinta on toimintaa, joka kattaa koko riskejä koskevan suunnittelu- ja päätöksentekoprosessin. Siihen sisältyvät riskinarviointi sekä toimet haittojen ja riskien estämiseksi tai vähentämiseksi.

Pilaantuneella alueella riskinhallintaa voidaan toteuttaa päätöksenteon eri vaiheissa ja tasoilla, esim. osana laajempaa alueellista suunnittelua tai rakentamista. Varsinaiset riskinhallintatoimet voidaan kohdistaa haitta-aineiden lähteisiin, kulkeutumis- ja altistusreitteihin tai altistujiin.

Kunnostaminen on riskinhallintakeino, jonka tarkoituksena on vähentää haittoja tai riskejä haitta-aineita poistamalla tai muuntamalla niiden ominaisuuksia.

Pilaantuneella alueella kunnostaminen (kunnostus) voidaan kohdistaa haitta-aineiden lähteisiin tai kulkeutumis- ja altistusreitteihin esim. pilaantunutta maaperää ja pohjavettä käsittelemällä. Kunnostuksen tavoitteet esitetään yleensä kunnostuksen yleissuunnitelmassa ja hyväksytään sitä koskevassa viranomaispäätöksessä. Ympäristölainsäädännössä kunnostamisesta käytetään termiä puhdistaminen.

## 2.4

### Riskinhallinnan ja kunnostamisen kestävyys

Kestävä riskinhallinta on riskinhallintaa, jonka kokonaishyödyt ovat mahdollisimman suuret.

Pilaantuneella alueella kestävä riskinhallinta tarkoittaa sellaista päätöksentekoa ja toimintaa, joilla pyritään maksimoimaan kokonaishyödyt. Tämä edellyttää toiminnasta ympäristölle ja yhteiskunnalle (sosiaaliset tekijät) aiheutuvien vaikutusten sekä kustannusten arviointia. Kestävää riskinhallintaa voidaan toteuttaa alueellisella tasolla osana maankäytön suunnittelua sekä paikallisesti yksittäisessä kunnostushankkeessa.

Kestävä kunnostaminen on kunnostamista, jonka kokonaishyödyt ovat mahdollisimman suuret.

Pilaantuneella alueella kestävä kunnostaminen tarkoittaa kunnostamista, jossa kunnostuksen kokonaishyödyt kohteessa ylittävät mahdollisimman paljon sen negatiiviset vaikutukset. Tämä edellyttää arviota kunnostuksen ympäristövaikutuksista sekä sosiaalisista ja taloudellisista vaikutuksista. Kunnostushankkeen kestävyuden varmistamisessa keskeisinä lähtökohtina ovat vaihtoehtoisten kunnostusmenetelmien etujen ja haittojen järjestelmällinen arviointi sekä tämän arvion perusteella valittavien menetelmien optimointi.

## Muut käsitteet

Muilla käsitteillä tarkoitetaan tässä ohjeessa seuraavaa:

alempi ohjearvo	maaperän haitta-aineen pitoisuusarvo, jonka ylittyessä (edustavaan näytteenottoon perustuen) maaperää voidaan pitää pilaantuneena muulla kuin teollisuus-, varasto-, liikenne- tai muulla vastaavalla alueella <i>ellei kohdekohtaisella riskinarvioinnilla ole toisin osoitettu</i> (VNa 214/2007).
altistuminen	haitta-aineen saanti yksilöön. Altistumista kuvataan aikayksikössä annoksena elimistöön tai ainepitoisuutena, jolle altistutaan.
edustava näytteenotto	näytteenotto, jonka tulosten perusteella voidaan tehdä riittävän luotettavia päätelmiä sen erikseen määritellyn alueen tai ympäristönosan ominaisuuksista, josta näytteitä on otettu.
edustava pitoisuus	tiettyä arviointi- tai näytteenottoaluetta riittävän luotettavasti kuvaava haitta-aineen pitoisuus.
ekologinen haitta	luonnolle ja sen toiminnoille aiheutuva haitta, joka ilmenee haitallisina vaikutuksina yksittäisille eliöille, populaatioille, ekosysteemille tai laajasti ottaen koko biosfäärille (HE 194/1999).
haitta-aine	kemiallinen aine tai yhdiste, joka ominaisuuksiensa vuoksi voi aiheuttaa ympäristö- tai terveyshaittaa (haitallinen aine).
kvalitatiivinen	laadullinen (kuvaileva).
kvantitatiivinen	määrällinen (mittaukseen tai laskentaan perustuva).
kynnysarvo	maaperän haitta-aineen pitoisuusarvo, jonka ylittyessä (edustavaan näytteenottoon perustuen) maaperän pilaantuneisuus ja puhdistustarve on arvioitava. Jos maaperän alueellinen taustapitoisuus ylittää kynnysarvon, arviointikynnyksenä käytetään taustapitoisuutta (VNa 214/2007).
maankäyttö	alueen nykyinen tai oikeusvaikutteisessa kaavassa osoitettu kaavan mukainen käyttö.
maaperä	maankuoren ylin kerros, joka on kallioperän ja maanpinnan välissä ja muodostuu irtomaalajeista, orgaanisesta aineksesta, huokosvedestä ja -ilmasta sekä eliöistä (Ympäristönsuojelulaki)
mittausepävarmuus	mitatun arvon suurin poikkeama todellisesta arvosta. Tähän vaikuttavat sekä satunnaiset että systemaattiset virhelähteet. Ilmaistaan yleensä prosenttina tai tuloksen vaihteluvälinä.
määritysraja	pienin pitoisuus, joka voidaan määrittää hyväksyttävällä tarkkuudella.
maa-aines	kallio- tai maaperästä irrotettu (kaivettu) aines. Maa-aines voidaan luokitella joko jätteeksi tai ei-jätteeksi riippuen sen ominaisuuksista ja jatkokäytöstä. Maa-aineksella ei tarkoiteta muita materiaaleja, jotka ovat erillisinä kerroksina tai jakeina maa-aineksessa.
pilaantunut maaperä	maaperä, jossa ihmistoiminnasta maaperään joutuneet haitta-aineet aiheuttavat haittaa tai merkittävän riskin ympäristölle tai terveydelle.
pilaantunut pohjavesi	pohjavesi, jossa ihmistoiminnasta pohjaveteen joutuneet haitalliset aineet aiheuttavat haittaa tai merkittävän riskin ympäristölle tai terveydelle.

PIMA-asetus	valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista (VNa 214/2007).
pintavalunta	maanpinnalla tai maan pintakerroksessa painovoiman vaikutuksesta kulkeva sade- ja sulamisvesi (ml. hulevesi eli rakennetuilta alueilta poisjohdettava sade- ja sulamisvesi)
pintavesi	vesistö tai sitä pienempi vesialue, kuten noro tai oja.
pohjavesi	vesi vyöhykkeessä, jossa maaperän huokostilat (= maaperän pohjavesi) tai kallioperän raot ja ruhjeet (= kalliopohjavesi) ovat kokonaan veden kyllästämät (ml. orsivesi eli varsinaisen pohjavesiesiintymän yläpuolella olevan tiiviin maakerroksen pidättämä vapaa pohjavesikerros).
pohjavesialue	geologisin perustein rajattavissa oleva alue, jolla sijaitseva maaperän muodostuma tai kallioperän vyöhyke mahdollistaa merkittävän pohjaveden virtauksen tai vedenoton (Ympäristönsuojelulaki).
pohjavesialue luokka I	vedenhankintaa varten tärkeä pohjavesialue.
pohjavesialue luokka II	vedenhankintaan soveltuva pohjavesialue.
puhdistaminen	ympäristölainsäädännössä käytetty termi, joka vastaa kunnostamista.
taustapitoisuus	haitallisen aineen luontaisesti tavanomainen pitoisuus maaperässä tai sellainen kohonnut pitoisuus, joka esiintyy laajalla alueella pilaantuneeksi epäillyn kohteen ympäristössä ja joka ei ole peräisin kohteesta harjoitetusta toiminnasta.
terveyshaitta	ihmisessä todettava sairaus, muu terveydenhäiriö tai sellaisen tekijän tai olosuhteen esiintyminen, joka voi vähentää väestön tai yksilön elinympäristön terveellisyyttä (Ympäristönsuojelulaki)
vesistö	järvi, lampi, joki, puro ja muu luonnollinen vesialue sekä tekojärvi, kanava ja muu vastaava keinotekoinen vesialue; vesistönä ei kuitenkaan pidetä noroa, ojaa ja lähdettä (Vesilaki).
viihtyvyyshaitta	ihmisten viihtyvyyteen haitallisesti vaikuttava tekijä ympäristössä.
viitearvo	haitta-aineen pitoisuusarvo tai annosraja, joka ilmentää tiettyä haitan tai riskin astetta, normaalia arvoa tai muuta tilastollista tunnuslukua.
ylempi ohjearvo	maaperän haitta-aineen pitoisuusarvo, jonka ylittyessä (edustavaan näytteenottoon perustuen) maaperää voidaan pitää pilaantuneena teollisuus-, varasto-, liikenne- tai muulla vastaavalla alueella ellei kohdekohtaisella riskinarvioinnilla ole toisin osoitettu (VNa 214/2007).
ympäristöhaitta	luonnolle ja sen toiminnoille aiheutuva ekologinen haitta tai sellainen ympäristön laadun huononeminen, joka vähentää merkittävästi ympäristön viihtyvyyttä tai käyttöarvoja.
ympäristönlaatunormi	vesiympäristölle vaarallisen ja haitallisen aineen pitoisuus pintavedessä, sedimentissä tai eliöstössä, jota ei saa ihmisen terveyden tai ympäristön suojelemiseksi ylittää (VNa 1022/2006).



### 3 Säädosperusta

Pilaantuneen alueen päätöksentekoa ja toimia ohjataan pääosin ympäristöä, mutta myös ihmisen terveyttä, kemikaaleja, jätteitä sekä maankäyttöä ja rakentamista koskevalla lainsäädännöllä. Tässä luvussa esitetään näitä koskevat keskeisimmät säädökset ja selostetaan niiden merkitystä pilaantuneen alueen riskinarvioinnissa ja riskihallinnassa. **Tavoitteena on edistää säännösten yhdenmukaista tulkintaa ja soveltamista pilaantuneen alueen suunnittelu- ja kunnostushankkeissa.** Säädosperusta luo pohjan myös ohjeen seuraavissa luvuissa esitetyille periaatteille, tavoitteille ja suosituksille.

Lainsäädännön lisäksi päätöksentekoa ohjataan suoraan tai välillisesti mm. erilaisilla strategioilla ja toimenpideohjelmilla, säädöksiä tarkentavilla ohjeilla, toiminnan teknistä suunnittelua ja toteutusta tukevilla oppailla sekä muilla poliittisilla tai taloudellisilla ohjauskeinoilla<sup>2</sup>.

#### 3.1

#### Ympäristönsuojelulaki

Ympäristönsuojelulaki (527/2014) on pilaantumisen torjunnan yleislaki, joka sisältää säännöksiä maaperän, vesien ja ilman suojelusta. Sitä sovelletaan kaikkeen toimintaan, josta aiheutuu tai saattaa aiheutua ympäristön pilaantumista. Lain tavoitteena on mm. ehkäistä ympäristön pilaantumista, poistaa ja vähentää pilaantumisen aiheuttamia vahinkoja, turvata terveellinen, viihtyisä ja monimuotoinen ympäristö, tehostaa ympäristöä pilaavan toiminnan vaikutusarviointia ja

huomioionottamista kokonaisuutena, parantaa kansalaisten osallistumismahdollisuuksia päätöksentekoon, edistää luonnonvarojen kestäväää käyttöä, torjua ilmastonmuutosta sekä tukea muuten kestäväää kehitystä. Pilaantuneen alueen suunnittelu ja -kunnostushankkeissa ympäristönsuojelulaki on tärkein ohjauskeino ja se määrittelee toiminnan yleiset lähtökohdat.

Ympäristönsuojelulaki sisältää sen soveltamisen kannalta keskeisiä määritelmiä, yleisiä periaatteita ja kieltoja sekä määrittelee toiminnanharjoittajia ja viranomaisia koskevat velvoitteet ja vastuut. Tämän lisäksi laki antaa mahdollisuuden säätää valtioneuvoston asetuksella tarkempia ympäristönsuojelua koskevia säännöksiä, joiden perusteella mm. EU-direktiivejä saatetaan osaksi kansallista lainsäädäntöä.

Tässä luvussa on käsitelty pilaantuneen alueen riskinarviointia ja riskinhallintaa koskevia keskeisimpiä ympäristönsuojelulain ja -asetuksen säännöksiä sekä valtioneuvoston asetusta maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista (214/2007).

Ohje ei käsittele maaperän ja pohjaveden pilaantumisen ehkäisemistä koskevia ympäristönsuojelulain lupamääräyksiä, direktiivilaitoksiin liittyvää maaperän ja pohjaveden perustilan arviointia tai luvanvaraisen toiminnan lopettamiseen liittyviä toimia. Ohjeessa kuvattua riskinarviointimenettelyä voidaan kuitenkin soveltaa myös näissä tapauksissa silloin, kun se on tarkoituksenmukaista.

Myös muilla ympäristönsuojelulain tai sen nojalla annetuilla säännöksillä voi olla merkitystä päätöksenteossa yksittäisessä kohteessa.

<sup>2</sup> Sorvari, J. ym. 2009. Pilaantuneiden maa-alueiden riskinhallinnan ekotehokkuus.

## Määritelmät

### 5§ MÄÄRITELMÄT

Tässä laissa tarkoitetaan:

- 1) *päästöllä* ihmisen toiminnasta aiheutuvia aineita, energiaa, melua, tärinää, säteilyä, valoa, lämpöä tai hajua, jotka päästetään, johdetaan tai jätetään yhdestä tai useammasta kohdasta suoraan tai epäsuorasti ilmaan, veteen tai maaperään;
- 2) *ympäristön pilaantumisella* sellaista päästöä, jonka seurauksena aiheutuu joko yksin tai yhdessä muiden päästöjen kanssa:
  - a) terveyshaittaa;
  - b) haittaa luonnolle ja sen toiminnoille;
  - c) luonnonvarojen käyttämisen estymistä tai melkoista vaikeutumista;
  - d) ympäristön yleisen viihtyisyyden tai erityisten kulttuuriarvojen vähentymistä;
  - e) ympäristön yleiseen virkistyskäyttöön soveltuvuuden vähentymistä;
  - f) vahinkoa tai haittaa omaisuudelle taikka sen käytölle; tai
  - g) muu näihin rinnastettava yleisen tai yksityisen edun loukkaus;
- 3) *ympäristön pilaantumisen vaaraa aiheuttavalla toiminnalla* laitoksen perustamista tai käyttämistä sekä siihen teknisesti ja toiminnallisesti kiinteästi liittyvää toimintaa taikka alueen käyttämistä tai toiminnan järjestämistä siten, että siitä saattaa aiheutua ympäristön pilaantumista;
- 4) *terveyshaitalla* ihmisessä todettavaa sairautta, muuta terveydenhäiriötä tai sellaisen tekijän tai olosuhteen esiintymistä, joka voi vähentää väestön tai yksilön elinympäristön terveellisyyttä;
- 7) *parhaalla käyttökelpoisella tekniikalla* mahdollisimman tehokkaita ja kehittyneitä, teknisesti ja taloudellisesti toteuttamiskelpoisia tuotanto- ja puhdistusmenetelmiä ja toiminnan suunnittelu-, rakentamis-, ylläpito-, käyttö- sekä lopettamistapoja, joilla voidaan ehkäistä toiminnan aiheuttama ympäristön pilaantuminen tai tehokkaimmin vähentää sitä ja jotka soveltuvat ympäristölupamääräysten perustaksi;
 

tekniikka on teknisesti ja taloudellisesti toteuttamiskelpoista silloin, kun se on saatavissa käyttöön yleisesti ja sitä voidaan soveltaa asianomaisella toiminnan alalla kohtuullisin kustannuksin;
- 9) *vesistöllä* vesilain (587/2011) 1 luvun 3 §:n 1 momentin 3 kohdan mukaista vesistöä;
- 10) *maaperällä* maankuoren ylintä kerrosta, joka on kallioperän ja maanpinnan välissä ja muodostuu irtomaalajeista, orgaanisesta aineksesta, huokosvedestä ja -ilmasta sekä eliöistä;
- 11) *pohjavedellä* maa- tai kallioperässä olevaa vettä;
- 12) *pohjavesialueella* geologisista perusteista rajattavissa olevaa aluetta, jolla sijaitseva maaperän muodostuma tai kallioperän vyöhyke mahdollistaa merkittävän pohjaveden virtauksen tai vedenoton;

Maa-alueen pilaantuminen on useimmiten seuraus alueella olleen toiminnan aiheuttamista suorista päästöistä maaperään. Pilaantuneella alueella päästöt ovat tyypillisesti luonteeltaan epäsuoria, maaperästä veteen tai ilmaan aiheutuvia haitta-ainepäästöjä, joista voi edelleen aiheutua pilaantumisen vaaraa aineiden levitessä tai niille altistuttaessa. **Ympäristövaikutuksiltaan pilaantunut maa-alue ja sen käyttö ovat siten rinnastettavissa pilaantumisen vaaraa aiheuttavaan toimintaan.**

Ympäristön pilaantuminen käsitteenä viittaa päästöjen aiheuttamiin haittoihin terveydelle tai luonnolle, luonnonvarojen käytön vaikeutumiseen tai alueen muiden käyttöarvojen vähentymiseen. Luonto tarkoittaa laisaa elottoman ja elollisen luonnon muodostamaa kokonaisuutta, jolle aiheutuva haitta voi ilmetä haitallisina vaikutuksina yksittäisille eliöille, populaatioille, ekosysteemille ja laajasti ottaen koko biosfäärille. Viihtyisyyden (viihtyvyys) vähentyminen voi ilmetä esim. hajuna ja omaisuushaitat taloudellisinakin hinkoina, kuten kiinteistön arvon alentumisena. Terveyshaitan määritelmä vastaa terveydensuojelulain määritelmää ja sisältää konkreettisen haitan, kuten sairauden, lisäksi vaaran eli merkityksellisen riskin terveyshaitan ilmenemisestä<sup>3</sup>.

Ympäristön pilaantumisen määrittelevät haitalliset vaikutukset voivat koskea luonteeltaan erilaisia ympäristönsuojelun kohteita, jotka määräytyvät aina osin tapauskohtaisesti mm. ympäristöolosuhteiden ja maankäytön perusteella. Pilaantumisen määritelmässä mainitut vaikutuskohteet on otettava huomioon myös pilaantuneen alueen riskinarvioinnissa ja riskinhallinnassa. Riskinarvioinnin ja riskinhallinnan suunnittelu ja toteutus edellyttävät kohteessa olennaisten vaikutuskohteiden ja -tyyppien tunnistamista sekä käytännössä myös niiden tarkempaa rajausta ja määrittelyä. Myös haitallisten vaikutusten merkittävyys on arvioitava tapauskohtaisesti (ks. luku 4).

Tässä ohjeessa pohjavedellä tarkoitetaan vettä, joka on maan pinnan alla kyllästyneessä vyöhykkeessä ja suorassa yhteydessä kalliota tai maaperään. Tämä poikkeaa osin ympäristönsuojelulain pohjaveden määritelmästä, mutta vastaa mm. vesienhoitolain 2 §:n 2 kohdan mukaista määritelmää sekä yleistä käytännön tulkintaa, ja mahdollistaa sen, että pohjavesi käsitteenä voidaan erottaa muusta maavedestä. Tämä tekee pilaantuneen alueen riskinarvioinnin ja -hallinnan tavoitteenasettelusta yksiselitteisempää. Pohjavesialueella ohjeessa tarkoitetaan lähinnä ympäristöhallinnon luokittelemia, vedenhankinnan kannalta tärkeitä tai muita siihen soveltuvia pohjavesialueita (luokat I ja II).

<sup>3</sup> HE 84/1999. Hallituksen esitys Eduskunnalle ympäristönsuojelu- ja vesilainsäädännön uudistamiseksi.

## Yleiset velvollisuudet ja periaatteet

### 7 § VELVOLLISUUS EHKÄISTÄ JA RAJOITTA YMPÄRISTÖN PILAANTUMISTA

Toiminnanharjoittajan on järjestettävä toimintansa niin, että ympäristön pilaantuminen voidaan ehkäistä ennakolta. Jos pilaantumista ei voida kokonaan ehkäistä, se on rajoitettava mahdollisimman vähäiseksi. Toiminnanharjoittajan on rajoitettava toimintansa päästöt ympäristöön ja viemäriverkostoon mahdollisimman vähäisiksi.

Ympäristön pilaantumisen vaaraa aiheuttavassa toiminnassa on noudatettava jätelain (646/2011) 2 luvussa säädettyjä yleisiä velvollisuuksia ja periaatteita sekä kemikaalilain (599/2013) ja Euroopan unionin kemikaalilainsäädännön mukaisia kemikaalien turvallista käyttöä koskevia yleisiä periaatteita ja velvoitteita ympäristön pilaantumisen ja sen vaaran ehkäisemiseksi.

### 20 § YLEISET PERIAATTEET YMPÄRISTÖN PILAANTUMISEN VAARAA AIHEUTTAVASSA TOIMINNASSA

Ympäristön pilaantumisen vaaraa aiheuttavassa toiminnassa on periaatteena, että

- 1) menetellään toiminnan laadun edellyttämällä huolellisuudella ja varovaisuudella ympäristön pilaantumisen ehkäisemiseksi sekä otetaan huomioon toiminnan aiheuttaman pilaantumisen vaaran todennäköisyys, onnettomuusriski sekä mahdollisuudet onnettomuuksien estämiseen ja niiden vaikutusten rajoittamiseen (*varovaisuus- ja huolellisuusperiaate*);
- 2) noudatetaan ympäristön pilaantumisen ehkäisemiseksi tarkoituksenmukaisia ja kustannustehokkaita eri toimien yhdistelmiä (*ympäristön kannalta parhaan käytännön periaate*).

Ympäristönsuojelulain yleiset velvollisuudet ja periaatteet ovat keskeisiä lähtökohtia pilaantuneen alueen päätöksenteossa. Ne ohjaavat osaltaan sekä riskinarvioinnin että riskinhallinnan suunnittelua ja toteutusta. Pilaantuneella alueella velvollisuuksista ympäristön pilaantumisen ehkäisemiseksi ja rajoittamiseksi voi toiminnanharjoittajan lisäksi tai sijaan vastata myös alueen haltija.

Velvoite ympäristön pilaantumisen ehkäisemiseen sekä varovaisuus- ja huolellisuusperiaate ohjaavat tunnistamaan ja arvioimaan riskejä ja puuttumaan niihin ennen kuin varsinaisia ympäristöhaittoja ja pilaantumista vielä aiheutuu. Pilaantuneen alueen riskinhallinnassa nämä periaatteet merkitsevät esim. altistumisen ja päästöjen rajoittamista siten, ettei haitta-aineita leviä merkittävässä määrin kohteen ulkopuolelle tai maaperästä

muihin ympäristönsosiin. Varovaisuusperiaate merkitsee lisäksi epävarmuuden erityistä huomioonottamista suunnittelussa ja päätöksenteossa (HE 84/1999). Periaatteiden noudattaminen tukee kestäväää riskinhallintaa, sillä riskien vähentäminen ennakolta on yleensä helpompaa ja kustannustehokkaampaa kuin haittojen poistaminen jälkikäteen<sup>4</sup>. Päätöksenteossa on kiinnitettävä huomiota myös riskinhallinnan mahdollisiin ympäristövaikutuksiin.

Ympäristön kannalta parhaan käytännön periaatteen tulisi ohjata päätöksentekoa ja riskinhallintamenetelmien valintaa sekä pilaantuneella alueella että kaivettujen pilaantuneiden maa-ainesten käsittelyssä kohteen ulkopuolisissa laitoksissa.

<sup>4</sup> Sorvari, J. ym. 2009. Pilaantuneiden maa-alueiden riskinhallinnan ekotehokkuus.



### 15 § MAAPERÄN PILAAMISKIELTO

Maahan ei saa jättää tai päästää jätettä tai muuta ainetta taikka eliöitä tai pieneliöitä siten, että seurauksena on sellainen maaperän laadun huononeminen, josta voi aiheutua vaaraa tai haittaa terveydelle tai ympäristölle, viihtyisyyden melkoista vähentymistä tai muu niihin verrattava yleisen tai yksityisen edun loukkaus (*maaperän pilaamiskielto*).

### 16 § POHJAVEDEN PILAAMISKIELTO

Ainetta, energiaa tai pieneliöitä ei saa panna, päästää tai johtaa sellaiseen paikkaan tai käsitellä siten, että:

- 1) tärkeällä tai muulla vedenhankintakäyttöön soveltuvalla pohjavesialueella pohjaveden laadun muutos voi aiheuttaa vaaraa tai haittaa terveydelle tai ympäristölle taikka pohjaveden laatu voi muutoin olennaisesti huonontua;
- 2) toisen kiinteistöllä olevan pohjaveden laadun muutos voi aiheuttaa vaaraa tai haittaa terveydelle tai ympäristölle taikka tehdä pohjaveden kelpaamattomaksi tarkoitukseen, johon sitä voitaisiin käyttää; tai
- 3) toimenpide vaikuttamalla pohjaveden laatuun muutoin saattaa loukata yleistä tai toisen yksityistä etua (*pohjaveden pilaamiskielto*).

Valtioneuvoston asetuksella voidaan antaa tarkempia säännöksiä sellaisista I momentissa tarkoitetuista aineista, jotka ovat ympäristölle ja terveydelle vaarallisia ja joiden päästäminen suoraan tai epäsuorasti pohjaveteen on kielletty.

Maaperän ja pohjaveden pilaamiskiellot vastaavat lähtökohdiltaan lain yleisiä periaatteita eli **toiminnan ei tarvitse aiheuttaa varsinaisia haittoja ollakseen pilaamiskiellon vastaista**. Toisin sanoen tarve puuttua toimintaan voi määräytyä jo pilaamiskielloissa mainittujen seurausten (haittojen) riittävän suuren mahdollisuuden eli maaperän tai pohjaveden laadun muutoksesta aiheutuvan vaaran (merkittävä riski) perusteella (ks. luku 2.1).

Riskinarvioinnin ja riskinhallinnan suunnittelussa pilaamiskiellojen soveltaminen edellyttää näkemystä kielletystä tai suurimmasta hyväksyttävästä laatumuutoksesta. Tämä tarkoittaa **sellaisen maaperän ja pohjaveden laatuason määrittelyä, jonka ylittyessä mainittuja seurauksia kohteessa voi perustellusti katsoa aiheutuvan**. Tämän lisäksi päätöksenteko edellyttää usein arviota todennäköisyydestä, jolla maaperän tai pohjaveden laatu voi muuttua tähän tasoon pitkän ajan kuluessa.

Eliöstöä ja terveyttä koskeva haitta voi syntyä vain haitta-aineille altistumisen seurauksena. Tältä osin kielletty laatumuutos voidaan määritellä lähinnä haitta-aineiden toksisten ominaisuuksien (myrkyllisyys ihmiselle ja eliöstölle) perusteella. Muiden ympäristöhaittojen, kuten viihtyisyyden vähentymisen ja pohjaveden laadun olennaisen huonontumisen, taikka pohjaveden käyttötarkoitukseen soveltumisen osalta kielletyn laatumuutoksen määrittelyyn tulee tarvittaessa sisällyttää myös muiden laatutekijöiden (esim. haju- ja maku) tarkastelua. Edun loukkausten osalta määrittely voi sisältää myös muuta tapauskohtaista harkintaa (esim. merkitys maaperän tai pohjaveden hyödyntämisen vaikeutumiseen ja siitä aiheutuvat ylimääräiset kustannukset).

Kuten ympäristön pilaantumisen määrittely (ks. luku 3.1.1) myös pilaamiskiellojen soveltaminen edellyttää aina kohdekohtaista tarkastelua, jossa haitat tai haittojen mahdollisuus tunnistetaan ja niiden todennäköisyys ja merkittävyys arvioidaan (ks. luku 4).

### Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden puhdistaminen

#### *133 § MAAPERÄN JA POHJAVEDEN PUHDISTAMISVELVOLLISUUS*

Se, jonka toiminnasta on aiheutunut maaperän tai pohjaveden pilaantumista, on velvollinen puhdistamaan pilaantuneen maaperän ja pohjaveden (pilaantunut alue) siihen tilaan, ettei siitä voi aiheutua vaaraa tai haittaa terveydelle tai ympäristölle.

Jos maaperän pilaantumisen aiheuttajaa ei saada selville tai täyttämään puhdistamisvelvollisuuttaan ja jos pilaantuminen on tapahtunut alueen haltijan suostumuksella tai hän on tiennyt tai hänen olisi pitänyt tietää alueen tila sitä hankkiessaan, on alueen haltijan puhdistettava alueen maaperä siltä osin kuin se ei ole ilmeisen kohtuutonta. Alueen haltija vastaa samoin edellytyksin myös pilaantuneen pohjaveden puhdistamisesta, jos pilaantuminen on johtunut kyseisen alueen maaperän pilaantumisesta.

Jollei pilaantuneen alueen haltijaa voida velvoittaa puhdistamaan pilaantunutta maaperää, kunnan on selvitettävä maaperän puhdistamistarve ja puhdistettava maaperä.

Maaperän ja pohjaveden puhdistamisvelvollisuutta koskeva säännös asettaa puhdistamisvastuun etusijajärjestyksen, mutta määrittelee myös puhdistamisen yleiset ympäristötavoitteet. Säännös kattaa terveys- ja ympäristöhaittojen lisäksi vaaran eli merkityksellisen riskin aiheuttamisen ja vastaa tältä osin pilaamiskieltoja. Puhdistamisen **tavoitteiden asettamisessa** ei ole kuitenkaan enää **kyse** maaperän tai pohjaveden laatua heikentävän muutoksen ja pilaantumisen ennaltaehkäisystä kuten pilaamiskieltojen

soveltamisessa, vaan jo **tapahtuneen laatu muutoksen mahdollisesti aiheuttamien haittojen ja pilaantumisen leviämisen estämisestä**. Tämä edellyttää myös osin erilaista lähestymistä haittojen ja riskien tarkasteluun kuin pilaamiskieltojen soveltamisessa. Toisaalta pilaamiskielto on otettava huomioon myös puhtaustavoitteiden määrittelyssä osana pilaantumisen mahdollista leviämistä koskevaa tarkastelua, ja riittävä puhtaustaso eli haitan ja riskin hyväksyttävyys on arvioitava puhdistamisen tavoitteidenkin osalta tapauskohtaisesti (ks. luku 4).

### 135 § SELVITYSVELVOLLISUUS JA PUHDISTUSTARPEEN ARVIOINTI

Jos on aihetta epäillä maaperän tai pohjaveden pilaantumista, puhdistamisesta 133 §:n mukaan vastuussa olevan on selvitettävä alueen pilaantuneisuus ja puhdistamistarve. Selvitys on toimitettava valtion valvontaviranomaiselle.

Jos puhdistamisesta vastuussa oleva ei huolehdi I momentin mukaisesta selvitysvelvollisuudestaan, valtion valvontaviranomainen voi määrätä puhdistamisesta vastuussa olevan täyttämään velvollisuutensa. Määräys annetaan noudattaen, mitä 18 luvussa säädetään.

Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden puhdistamistarpeen arvioinnissa on otettava huomioon pilaantuneen alueen, sen ympäristön ja pohjaveden nykyinen tai tuleva käyttö sekä pilaantumisesta terveydelle tai ympäristölle mahdollisesti aiheutuva vaara tai haitta.

Valtioneuvoston asetuksella voidaan antaa tarkempia säännöksiä eri maankäyttötarkoitukset huomioon ottaen suurimmista sallituista maaperässä olevien haitallisten aineiden pitoisuuksista sekä haitallisten aineiden pitoisuuksista pilaantuneisuuden ja puhdistamistarpeen arvioimiseksi.

Päätöksenteon kannalta keskeinen, puhdistamisvelvollisuuden ja riittävän puhtaustason määrittelyä edeltävä, kysymys on, milloin maaperää tai pohjavettä voidaan pitää pilaantuneena ja puhdistamista tarpeellisenä. Puhdistustarpeen määrittelyn yleiset edellytykset on esitetty YSL 135 §:ssä, jota valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista tarkentaa (ks. luku 3.1.5). Kuten pilaamiskieltojen soveltaminen ja puhtaustavoitteiden asettaminen myös puhdistustarpeen määrittely edellyttää tapauskohtaista ympäristö- ja terveyshaittojen ja riskien selvittämistä, josta puhdistamisvelvollinen vastaa.

Tapauksiin, joissa maaperän tai pohjaveden puhdistustarvetta ei arvioida olevan alueella todetuista haitta-aineista huolimatta, ei ole olemassa erityistä hallintomenettelyä koskevaa säännöstä. **Tiedot puhdistustarpeen arvioinnista on kuitenkin toimitettava aina viranomaiselle**, ja arvioinnin tilaaja tai toteuttaja voi pyytää ympäristöviranomaisen

kannanoton asiasta lausuntomenettelyllä. Lausunnon merkittävin oikeudellinen ero hallintopäätökseen nähden on, että lausunto ei ole valituskelpoinen. Lausunnossa esitetyistä asioista eri mieltä olevan on kuitenkin mahdollista saattaa esimerkiksi maaperän puhdistustarvetta koskeva asia vireille ympäristönsuojelulain 188 §:n mukaisesti. Myös ne, joiden etua tai oikeutta asia saattaa loukata, voivat laittaa asian vireille. Viranomaisen on tehtävä kyseessä olevassa tapauksessa vireille saatetusta asiasta päätös, johon tyytymätön voi hakea muutosta Vaasan hallinto-oikeudelta.

**Maaperän pilaantuneisuutta ja puhdistustarvetta koskevat tiedot tallennetaan valtakunnalliseen maaperän tilan tietojärjestelmään. Tämä koskee myös tietoja pilaantumattomaksi arvioiduista kohteista.** Tiedot auttavat muun muassa ympäristönsuojelulain 141 § mukaisen selontekovelvollisuuden täyttämässä maan omistus- ja hallintasuhteiden muuttuessa.

### 136 § PÄÄTÖS PILAANTUNEEN MAAPERÄN JA POHJAVEDEN PUHDISTAMISESTA

Maaperän ja pohjaveden puhdistamiseen pilaantuneella alueella sekä puhdistamisen yhteydessä kaivetun maa-aineksen hyödyntämiseen kaivualueella tai poistamiseen toimitettavaksi muualla käsiteltäväksi voidaan ryhtyä tekemällä siitä ilmoitus valtion valvontaviranomaiselle, jos puhdistaminen ei 4 luvun nojalla edellytä ympäristölupaa. Ilmoitus on tehtävä hyvissä ajoin, kuitenkin viimeistään 45 vuorokautta ennen puhdistamisen kannalta olennaisen työvaiheen aloittamista.

Valtion valvontaviranomainen tarkastaa ilmoituksen ja tekee sen johdosta päätöksen. Päätöksessä on annettava tarvittavat määräykset pilaantuneen alueen puhdistamisesta, puhdistamisen tavoitteista ja maa-aineksen hyödyntämisestä sekä tarkkailusta. Pilaantuneen alueen puhdistamisen on katettava toimet, jotka ovat tarpeen pilaavien aineiden poistamiseksi, vähentämiseksi, leviämisen estämiseksi tai hallitsemiseksi. Päätös annetaan julkipanon jälkeen, ja siitä on tiedotettava siten kuin 84 §:ssä säädetään ympäristölupapäätöksen antamisesta ja 85 §:ssä päätöksestä tiedottamisesta.

Ilmoituksesta ja sen johdosta tehtävästä päätöksestä voidaan antaa tarkempia säännöksiä valtioneuvoston asetuksella. Valtioneuvoston asetuksella voidaan antaa tarkempia säännöksiä myös pilaantuneen maa-aineksen käsittelystä ja eristämisestä, puhdistamisen teknisistä vaatimuksista sekä tarkkailusta ja valvonnasta.

Puhdistamishankkeeseen liittyvä ennakko-valvonta on tärkeä osa pilaantuneen alueen riskinhallintaa, koska **viranomaisen päätöksessä (yleensä ilmoituspäätös) otetaan lopullinen kanta haittojen ja riskien hyväksyttävyyteen ja asetetaan tavoitteet alueen puhdistamiselle**. Viranomaisen on siten otettava kantaa myös tehdyn riskinarvion riittävyyteen ja oikeellisuuteen mahdollisuuksien mukaan jo ennen kuin ilmoitus saatetaan viireille, mutta viimeistään puhdistamispäätöstä tehdessään. Päätöksessä annetaan myös puhdistustyön toteutusta koskevia määräyksiä.

Puhdistustyön yhteydessä kaivetun maa-aineksen hyödyntäminen kaivualueella voidaan suunnitella osana kunnostushanketta, jolloin sen edellytykset määritellään puhdistamista koskevassa ilmoituspäätöksessä. Tämä helpottaa kunnostuskohteessa syntyvien maa-ainesten hyödyntämistä alueella. Maa-ainesten hyödyntäminen edistää kestävä riskinhallinnan toteutumista mm. vähentämällä neitseellisten maa-ainesten käyttötarvetta ja kuljetusten ympäristöpäästöjä.

**Kaivualueen ulkopuolella tapahtuvaa maa-aineksen hyödyntämistä ja käsittelyä koskevat vaatimukset määräytyvät maa-aineksen jäteluonteen perusteella. Maa-aineksen jäteluonne arvioidaan tapauskohtaisesti jätelain säännöksiin perustuen (ks. luku 3.4). Maa-ainesta voidaan pitää jätteenä mm. sen sisältämien haitta-aineiden vuoksi. Jätteenä luokiteltavan maa-aineksen laitos- ja ammattimainen hyödyntäminen ja käsittely vaativat ympäristönsuojelulain mukaisen luvan.** Luvassa määrätään, millaisia maa-aineita kyseinen laitos saa ottaa vastaan, mitä käsittelymenetelmiä maa-aineksille voidaan käyttää sekä miten ja mihin käsittelemättömän tai käsitellyn maa-aineksen saa sijoittaa. Luvassa voidaan antaa tarvittavia määräyksiä myös parhaasta käyttökelpoisesta tekniikasta (BAT).

## Asetus ympäristönsuojelusta

### 25 § ILMOITUS PILAANTUNEEN MAAPERÄN JA POHJAVEDEN PUHDISTAMISESTA

Sen lisäksi, mitä 24 §:ssä säädetään, ympäristönsuojelulain 136 §:ssä tarkoitetussa pilaantuneen maaperän ja pohjaveden puhdistamista koskevassa ilmoituksessa on oltava:

- 1) tunniste- ja sijaintitiedot kiinteistöstä, jota puhdistaminen koskee;
- 2) tiedot kiinteistön ja sen lähialueen nykyisestä ja suunnitellusta käyttötarkoituksesta sekä kiinteistön naapureista;
- 3) kuvaus alueen maaperä-, pohja- ja pintavesiolosuhteista sekä pinta- ja pohjaveden käytöstä;
- 4) tiedot alueen toimintahistoriasta sekä pilaantumisen aiheuttaneista aineista ja tapahtumista;
- 5) tutkimustulokset ja niihin perustuva arvio maaperän ja pohjaveden pilaantuneisuudesta ja puhdistustarpeesta;
- 6) puhdistamisen tavoitteet;
- 7) selvitys käytettävästä puhdistusmenetelmästä, puhdistamisen ympäristövaikutuksista ja ympäristöhaittojen ehkäisystä, puhdistamisen yhteydessä kaivetun maa-aineksen hyödyntämisestä kaivualueella, jätteiden käsittelystä, puhdistustyön suorittamisesta, aikataulusta sekä työn valvonnasta ja tarkkailusta;
- 8) kartta ja asemapiirros, joihin on merkitty asian käsittelyn kannalta merkitykselliset kohteet.

Valtioneuvoston asetuksessa ympäristönsuojelusta (713/2014) säädetään ympäristönsuojelulain 136 §:n mukaisen **pilaantuneen alueen puhdistamista koskevan ilmoituksen sisällöstä**. Kohdetietojen ja käytettävän puhdistusmenetelmän kuvauksen lisäksi ilmoituksessa esitetään riskinarviointiin perustuva arvio maaperän ja pohjaveden pilaantuneisuudesta ja puhdistustarpeesta, puhtaustavoitteista

sekä puhdistamisen yhteydessä kaivetun maa-aineksen hyödyntämisen edellytyksistä kaivualueella.

Ympäristönsuojeluasetuksessa säädetään myös ympäristölupahakemuksen sisällöstä ja lupaviranomaisten toimivallasta, joilla on merkitystä pilaantuneelta alueelta kaivettujen maa-ainejätteiden käsittelyyn.

## Asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista

### 2 § PILAANTUNEISUUDEN JA PUHDISTUSTARPEEN ARVIOINTI

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin on perustuttava arvioon maaperässä olevien haitallisten aineiden aiheuttamasta vaarasta tai haitasta terveydelle ja ympäristölle. Arvioinnissa on otettava huomioon:

- 1) haitallisten aineiden pitoisuudet, kokonaismäärät, ominaisuudet, sijainti ja taustapitoisuudet maaperässä; taustapitoisuudella tarkoitetaan haitallisten aineiden luontaisesti tavanomaisia pitoisuuksia maaperässä tai sellaisia kohonneita pitoisuuksia, jotka esiintyvät pintamaassa laajalla alueella pilaantuneeksi epäillyn alueen ympäristössä;
- 2) pilaantuneeksi epäillyn alueen maaperä- ja pohjavesiolosuhteet sekä tekijät, jotka vaikuttavat haitallisten aineiden kulkeutumiseen ja leviämiseen alueella ja sen ulkopuolella;
- 3) pilaantuneeksi epäillyn alueen ja sen ympäristön tai pohjaveden nykyinen ja suunniteltu käyttötarkoitus;
- 4) mahdollisuus haitallisille aineille altistumiseen lyhyen ja pitkän ajan kuluessa;
- 5) altistumisen seurauksena terveydelle ja ympäristölle aiheutuvan haitan vakavuus ja todennäköisyys sekä haitallisten aineiden mahdolliset yhteisvaikutukset,
- 6) käytettävien tutkimustietojen ja muiden lähtötietojen sekä arviointimenetelmien epävarmuus-tekijät.

Olosuhteiden muuttuessa maaperän pilaantuneisuus ja puhdistustarve on tarvittaessa arvioitava uudestaan.

Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista (214/2007) eli ns. **PIMA-asetus määrittelee yleiset vaatimukset pilaantuneen alueen riskinarvioinnille**. PIMA-asetuksessa esitetään tekijät, jotka arvioinnissa on otettava huomioon.

PIMA-asetus keskittyy maaperän haitta-aineiden aiheuttamiin ympäristö- ja terveyshaittoihin ja -riskeihin. Sitä voidaan kuitenkin

soveltaa myös pohjavedelle, mikä on perusteltua paitsi käytännön syiden myös YSL:n säännösten nojalla. YSL:n pilaamiskieltojen ja muiden velvoittavien säännösten perusteella pilaantuneen alueen riskinhallinnassa on otettava tarvittaessa huomioon myös sellaisia näkökohtia, joita riskinarvioinnilla ei voida yksiselitteisesti määrittää (esim. viihtyvyys, edun loukkaukset sekä maaperän ja pohjaveden käyttömahdollisuudet).

### 3 § KYNNYKSARVOJEN SOVELTAMINEN

Maaperän pilaantuneisuus ja puhdistustarve on arvioitava, jos yhden tai useamman haitallisen aineen pitoisuus maaperässä ylittää tämän asetuksen liitteessä säädetyn kynnysarvon. Alueilla, joilla taustapitoisuus on kynnysarvoa korkeampi, arviointikynnyksenä pidetään taustapitoisuutta.

PIMA-asetuksen mukaan riskinarviointi on suoritettava, kun haitta-aineen pitoisuus maaperässä ylittää asetuksen liitteessä säädetyn kynnysarvon ja alueellisen taustapitoisuuden. Kynnysarvojen ja taustapitoisuuksien alittuessa riskinarvioinnille ei ole tarvetta, jollei arviointi muusta syystä, kuten muissa ympäristön osissa todettujen haitta-aineiden vuoksi, ole perusteltua. Kynnysarvon ja taustapitoisuuden soveltaminen edellyttää edustavaa näytteenottoa, jonka tuloksiin ar-

voja verrataan. Käytännössä kynnysarvo ja taustapitoisuus määrittelevät osaltaan myös maaperän ja kaivetun maa-aineksen pilaantumattomuuden, mikä tarkoittaa, että niiden alittuessa alueen käytölle tai maa-ainesten hyödyntämiselle ei aseteta haitta-aineista johtuen rajoituksia. Kaivettua maa-ainesta voidaan tietyissä tilanteissa kuitenkin pitää pilaantumattomana myös kynnysarvon ja taustapitoisuuden ylittyessä (ks. luku 3.4).

### 4 § OHJEARVOJEN SOVELTAMINEN

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa on käytettävä apuna tämän asetuksen liitteessä säädettyjä maaperän haitallisten aineiden ohjearvoja.

Maaperää pidetään yleensä pilaantuneena, jollei 2 §:ssä tarkoitetusta arvioinnista muuta johdu:

- 1) alueella, jota käytetään teollisuus-, varasto- tai liikennealueena taikka muuna vastaavana alueena, jos yhden tai useamman aineen pitoisuus ylittää säädetyn ylemmän ohjearvon;
- 2) muulla kuin 1 kohdassa tarkoitetulla alueella, jos yhden tai useamman aineen pitoisuus ylittää säädetyn alemman ohjearvon.

PIMA-asetuksen mukaan pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa on käytettävä asetuksen liitteessä säädettyjä ohjearvoja. Alempi ja ylempi ohjearvo on asetettu pitoisuustasoihin, joiden alittuessa haittoja ja riskejä luonnolle ja ihmisen terveydelle voidaan yleensä pitää vähäisinä ja hyväksyttävinä. Alempaa ohjearvoa sovelletaan tavanomaisessa ja ylempää ohjearvoa tavanomaista vähemmän herkässä maankäytössä. Ohjearvojen soveltaminen edellyttää edustavaa näytteenottoa, jonka tuloksiin ohjearvoja verrataan. Kynnysar-

voista poiketen **ohjearvot eivät ole päätöksentekoa sitovia arvoja, vaan ainoastaan apuvälineitä kohdekohtaisessa arvioinnissa**. Toisin sanoen toimenpiteiden tarve ja tavoitteet voidaan määrittellä ensisijaisesti riskinarviointimenettelyllä.

Riskinarvioinnin ja riskinhallinnan kannalta on lisäksi tärkeä ymmärtää kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteet ja soveltamisen rajoitteet. Esimerkiksi **ohjearvoilla ei voida suoraan arvioida haitta-aineiden kulkeutumisen seurauksena ympäristön laatuun kohdistuvia riskejä** (ks. luku 4.6.2).

## 5 § PILAANTUNEISUUDEN JA TAUSTAPITOISUUDEN SELVITTÄMINEN

Maaperän pilaantuneisuuden ja taustapitoisuuksien selvittämiseksi on otettava näytteitä, jotka edustavat hyvin tutkittavaa aluetta, sen maaperää ja pohjavettä.

Haitallisten aineiden tutkimusten tulee perustua standardoituihin tai niitä luotettavuudeltaan vastaaviin menetelmiin.

Riskinarviointiin tarvittavat kohdetiedot, kuten haitta-aineiden pitoisuudet, perustuvat suurelta osin näytteenottoon eri ympäristönsistä. Näytteenoton osuus kohdetutkimusten kokonaispävarmuudesta on usein merkittävä, mistä syystä **koko näytteenottoketjun huolellinen suunnittelu ja toteutus ovat tärkeitä tekijöitä luotettavan ja laadukkaan riskinarvion laatimiseksi**. Näytteenoton edustavuus taas määrittelee esimerkiksi sen, mitä ja miten haitta-aineiden pitoisuustietoja riskinarviossa tulisi soveltaa. Tämä koskee myös ohjearvovertailuita. Koska luotettava riskinarvio on edellytys kohteessa tarkoituksenmukaisten toimenpiteiden valintaan, tukee edustava näytteenotto myös kestävän riskinhallinnan toteutumista.

### 3.2

## Laki vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä

Vesienhoidon järjestämisen yleisenä tavoitteena on suojella pinta- ja pohjavesiä ja parantaa niiden tilaa. Laki vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä (1299/2004), jolla on kansallisesti saatettu voimaan Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY vesipolitiikan puitteista, sisältää säännökset mm. vesien tilan luokittelusta, vesienhoidon suunnittelun järjestelmästä sekä vesienhoidon suunnittelun ympäristötavoitteista pinta- ja pohjavesille. Tavoitteena on pohjavesien hyvä kemiallinen ja määrällinen tila sekä pinta- ja rannikkovesien hyvä kemiallinen ja ekologinen tila.

Pohjaveden kemiallisen tilan arvioinnista ja pilaavien aineiden päästöjen ehkäisemisestä ja rajoittamisesta on säädetty tarkemmin pohjaveden suojelusta pilaantumiselta ja huononemiselta annetussa direktiivissä 2006/118/EY. Direktiivi on toimeenpanttu kansallisesti valtioneuvoston asetuksilla **vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006, VESPA-asetus) ja vesienhoidon järjestämisestä (1040/2006, VEHA-asetus)**. Asetuksissa on säädetty pinta- ja pohjavesien tilan arvioinnista ja luokitteluperusteista sekä määritelty vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden ja pohjavettä pilaavien aineiden ympäristönlautunormit.

VESPA-asetuksen tarkoituksena on suojella pinta- ja pohjavesiä ja parantaa niiden laatua ehkäisemällä vaarallisista ja haitallisista aineista aiheutuvaa pilaantumista ja sen vaaraa. Tavoitteena on lopettaa kerralla tai vaiheittain vesiympäristölle vaarallisten aineiden päästöt ja huuhtoutumat sekä vähentää vaiheittain haitallisten aineiden päästöjä ja huuhtoutumia. Tätä varten asetuksessa on asetettu **päästökieltoja, päästöraja-arvoja sekä ympäristönlautunormeja** tietyille vesiympäristössä vaarallisiksi tai haitallisiksi luokitelluille aineille ja aineryhmille. Asetuksessa annetaan myös yksityiskohtaisia seuranta- ja tarkkailumääräyksiä.

Pohjaveden kemiallisen tilan luokittelussa käytettävät **pohjaveden ympäristönlautunormit** on annettu VEHA-asetuksessa. Pohjaveden kemiallinen tila luokitellaan hyväksi, jos pilaavan aineen pitoisuus pohjavesimuodostuman seuranta- ja vuosikeskiarvona



laskettuna, ei yhdessäkään seuranta paikassa ylitä pohjaveden ympäristölaatu normeja, ja myös muut asetuksessa yksilöidyt haittatekijöitä koskevat edellytykset täyttyvät. Toisaalta pohjavesimuodostuman kemiallinen tila voidaan asetuksen mukaan luokitella hyväksi, vaikka ympäristölaatu normi ylittyisi, jos pilaavan aineen pitoisuus pohjavesimuodostumassa ei aiheuta merkittävää ympäristöriskiä eikä se ole merkittävästi heikentänyt pohjaveden soveltuvuutta tarkoitukseen, johon sitä voitaisiin käyttää. Pilaantuneen alueen riskinarvioinnilla voidaan tuottaa tarvittavaa lisätietoa pohjaveden kemiallisen tilan luokitteluun kohteissa, joissa ympäristölaatu normit paikallisesti ylittyvät.

VEHA- ja VESPA-asetusten pinta- ja pohjavesien suojelua ja tilaa koskevien tavoitteiden saavuttaminen edellyttää vesiä pilaavien aineiden päästöjen järjestelmällistä vähentämistä eri toimintasektoreilla, myös pilaantuneilla alueilla. Pilaantuneen alueen riskinarvionnin ja riskinhallinnan näkökulmasta asetusten keskeisimmät säännökset koskevat VESPA-asetuksen päästökieltoja. Asetuksen liitteenä on luettelo 15 aineesta, joita ei saa päästää pintaveteen eikä vesihuoltolaitoksen viemäriin. Ainelistaan sisältyy tiettyjä torjunta-aineita sekä kloorattuja hiilivetyjä. Pohjaveden päästökiellon osalta ainelista on selvästi laajempi ja kattaa käytännössä lähes kaikki pilaantuneilla alueilla tyypillisesti esiintyvät haitta-aineet, kuten hiilivedyt sekä metallit ja niiden yhdisteet.

Päästökiellot koskevat paitsi suoria ja tarkoituksellisia päästöjä myös epäsuoraa, kuten maaperän kautta suodattuvaa, haitta-aineen pääsyä pinta- ja pohjavesiin<sup>5</sup>. Siten päästökiellot kattavat myös pilaantuneelta alueelta pinta- ja pohjavesiin aiheutuvat haitallisten aineiden päästöt. Toisaalta **kiellot eivät koske aineiden vähäisen määrän päästämistä pinta- ja pohjaveden, jos päästöstä ei ai-**

**heudu pintaveden pilaantumisen vaaraa tai pohjaveden laadun heikkenemistä tai sen vaaraa.** Tämä on olennaista pilaantuneen alueen päätöksenteossa, koska maaperässä ja pohjavedessä esiintyvien haitta-aineiden aiheuttamien päästöjen täydellinen poistaminen ei ole aina teknisesti ja taloudellisesti mahdollista tai kestävä riskinhallinnan näkökulmasta muutoin tarkoituksenmukaista. Päästökieltojen soveltaminen päätöksenteossa edellyttää siten **vähäisen päästön tapauskohtaista määrittelyä**, kuten YSL:n säännöksiä sovellettaessa.

### 3.3

## Terveysuojelulaki

Terveysuojelun osalta keskeisin säädös on terveysuojelulaki (763/1994). Sen tarkoituksena on ylläpitää ja edistää väestön ja yksilön terveyttä sekä ennalta ehkäistä, vähentää ja poistaa sellaisia elinympäristössä esiintyviä tekijöitä, jotka voivat aiheuttaa terveyshaittaa.

Terveysuojelulaissa terveyshaitalla tarkoitetaan ihmisessä todettavaa sairautta, muuta terveydenhäiriötä tai sellaisen tekijän tai olosuhteen esiintymistä, joka voi vähentää väestön tai yksilön elinympäristön terveellisyyttä. Määritelmä sisältää haitallisen terveysvaikutuksen kuten sairauden lisäksi riskin vaikutuksen ilmenemisestä, minkä seurauksena jo haitallisen vaikutuksen mahdollistavaa altistumista voi pitää lain tarkoitamana terveyshaittana<sup>6</sup>. Tämä **terveyshaittan määritelmä on sisällytetty sellaisenaan myös ympäristönsuojelulakiin.**

Terveysuojelulaissa asetetaan **vaatimuksia ja suosituksia mm. talousvedestä sekä asuntojen ja muiden oleskelutilojen sisäilmasta.** Lain perusteella kunnan terveysuojeluviranomainen voi lisäksi antaa yksittäisiä kieltoja ja määräyksiä mahdollisten

<sup>5</sup> Karvonen, A. ym. 2012. Vesi ympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annettujen säädösten soveltaminen – kuvaus hyvistä mentettely tavoista.

<sup>6</sup> HE 42/1994. Hallituksen esitys Eduskunnalle terveysuojelulaiksi ja laiksi ympäristölupamenettelylain 2 §:n muuttamisesta.

terveyshaittojen poistamiseksi tai estämiseksi. Siten terveydensuojelulaki ohjaa osaltaan myös pilaantuneen alueen päätöksentekoa, vaikka mahdollisten terveyshaittojen tarkastelu sisältyy myös ympäristönsuojelulain pilaantumista koskeviin säännöksiin.

Terveydensuojelulain mukaan talousveden on oltava terveydelle haitatonta ja tarkoitukseen soveltuvaa. Tämä määrittelee yleiset vaatimukset myös talousvetenä käytettävälle pohja- ja pintavedelle. Vaatimukset koskevat sekä kunnallisia vesilaitoksia että kotitalouksien kaivoja. **Talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista on säädetty tarkemmin sosiaali- ja terveysministeriön asetuksilla (442/2014 ja 401/2001).** Asetusten laatuvaatimukset pohjautuvat pääosin toksikologisiin perustein arvioituihin terveysvaikutuksiin, kun taas laatusuositusten perustana ovat muut arviot veden käyttökelpoisuudesta (mm. haju ja maku sekä tekniset näkökohdat, kuten korroosio). **Laatuvaatimusten ja -suositusten ylitykset edellyttävät terveydensuojeluviranomaisen arviota terveyshaitan mahdollisuudesta sekä korjaavien toimenpiteiden tarpeesta ja kiireellisyydestä.** Tämän lisäksi kunnan terveydensuojeluviranomainen voi terveydensuojelulain perusteella antaa talousveden laadun seurantaa koskevia velvoitteita, määrätä veden käsiteltäväksi tai antaa veden käyttöä koskevia määräyksiä terveyshaitan ehkäisemiseksi.

Terveydensuojelulain mukaan asunnon ja muun sisätilan sisäilman olosuhteiden tulee olla sellaiset, ettei niistä aiheudu terveyshaittaa. Siten laki määrittelee suoraan myös sisäilman yleiset laatuvaatimukset. Jos sisäilman laatu voi aiheuttaa terveyshaittaa, kunnan terveydensuojeluviranomainen voi velvoittaa sen, jonka toiminnasta sisäilman heikentynyt laatu johtuu, ryhtymään toimenpiteisiin terveyshaitan poistamiseksi tai rajoittamiseksi taikka kieltää tai rajoittaa asunnon käyttöä. Varsinaisia raja-arvoja laissa tai sen perusteella annetuissa asetuksissa ei ole

määritelty, mutta erilaisia **sisäilman viitteellisiä ohjearvoja** on annettu mm. sosiaali- ja terveysministeriön asumisterveysohjeessa<sup>7</sup> sekä Työterveyslaitoksen ohjeistuksissa<sup>8</sup>. Lisäksi sosiaali- ja terveysministeriön asetuksessa haitallisiksi tunnetuista pitoisuuksista (268/2014) säädetään työpaikan hengitysilmän ohjeraja-arvoista.

Terveydensuojeluviranomaisen näkemysten huomioiminen ja asiantuntemuksen hyödyntäminen pilaantuneen alueen suunnittelu- ja kunnostushankkeissa on olennaista aina, kun terveysriskit ohjaavat päätöksentekoa. Tästä syystä avoin ja aktiivinen yhteistyö terveydensuojelu- ja ympäristöviranomaisten kesken on tärkeää. Myös tässä ohjeessa esitetyt terveydensuojelua koskevat suositukset on valmisteltu yhteistyössä.

### 3.4

## Jätelaki

Euroopan parlamentin ja neuvoston jätedirektiivin 2008/98/EY ja sen nojalla annetun jätelain (646/2011) tarkoituksena on ehkäistä jätteistä ja jätehuollosta aiheutuvaa vaaraa ja haittaa terveydelle ja ympäristölle sekä vähentää jätteen määrää ja haitallisuutta, edistää luonnonvarojen kestäväää käyttöä, varmistaa toimiva jätehuolto ja ehkäistä roskaantumista. **Jätehuollon järjestämisessä yleisperiaatteina korostuvat jätteiden ennaltaehkäisy, uudelleenkäyttö sekä haitton käsittely ja loppusijoittaminen.** Jätelain mukaan kaikessa toiminnassa on mahdollisuuksien mukaan noudatettava etusijajärjestystä, jonka osavaiheet ovat: 1) jätteen määrään ja haitallisuuden vähentäminen, 2) valmistelu uudelleenkäyttöön, 3) kierrätys, 4) muu hyödyntäminen ja 5) loppukäsittely. Jokaisen jätehuoltoon osallistuvan ammattimaisen toimijan on noudatettava etusijajärjes-

<sup>7</sup> Sosiaali- ja terveysministeriö. 2003. Asumisterveysohje.

<sup>8</sup> Työterveyslaitos. 2014. Työterveyslaitoksen käyttämiä viitearvoja sisäympäristön ongelmien tunnistamisessa toimistotyöympäristössä.

tystä siten, että saavutetaan kokonaisuutena arvioiden lain tarkoituksen kannalta paras tulos. Arvioinnissa otetaan huomioon jätteen elinkaaren aikaiset vaikutukset, ympäristönsuojelun varovaisuus- ja huolellisuusperiaate sekä toiminnanharjoittajan tekniset ja taloudelliset edellytykset noudattaa etusijajärjestyttä. Pilaantuneella alueella etusijajärjestyksen huomioonottaminen tukee kestävän riskinhallinnan toteutumista mm. edistämällä kaivettujen maa-ainesten hyödyntämistä ja vähentämällä siten neitseellisten maa-ainesten käyttötarvetta.

Jätelaissa maaperästä irrottamaton pilaantunut maa-aines (pilaantunut maaperä) on rajattu lain soveltamisalan ulkopuolelle. Tämän lisäksi **jätteenä ei pidetä jätteen yleisen määritelmän perusteella kaivettua pilaantumaton maa-ainesta, joka käytetään varmasti ja jokseenkin välittömästi rakentamistarkoituksiin sellaisenaan taikka seulomalla tai muulla vastaavalla tavalla esikäsiteltyinä**<sup>9</sup>. Rakentamisessa syntyvien maa-ainesten jäteluonnetta ja jätelain soveltamista erilaatuisiin maa-aineksiin tarkastellaan tarkemmin ympäristöministeriön maa-aineksiä koskevassa ohjeistuksessa (valmisteilla).

Jätelaki sisältää myös **roskaamiskiellon, joka suojelee lähinnä maisemallisia arvoja**. Kiellon mukaan ympäristöön ei saa jättää jätettä, hylätä konetta, laitetta, ajoneuvoa, alusta tai muuta esinettä eikä päästää ainetta siten, että siitä voi aiheutua epäsiisteyttä, maiseman rumentumista, viihtyisyyden vähentymistä, ihmisen tai eläimen loukkaantumisen vaaraa tai muuta niihin rinnastettavaa vaaraa tai haittaa. Edelleen roskaajan on poistettava roskaava esine tai aine ympäristöstä ja muutoin siivottava roskaantunut alue. Pilaantuneella alueella roskaamiskiellolla voi olla merkitystä kohteissa, joissa maaperän haitta-aineista voi aiheutua säännöksessä mainittuja vaikutuksia maisemaan (esim. öljyllä likaantuneet maat).

<sup>9</sup> HE 199/2010. Hallituksen esitys Eduskunnalle jätelaiksi ja eräiksi siihen liittyviksi laeiksi.

### 3.5

## Maankäyttö- ja rakennuslaki

Maankäytön suunnittelulla ohjataan alueiden käyttöä ja rakentamista. Suunnittelujärjestelmään kuuluvat valtakunnalliset alueidenkäyttötavoitteet sekä maakunta-, yleis- ja asemakaavat, joista säädetään maankäyttö- ja rakennuslaissa (1999/132). Lain tavoitteena on alueiden käytön ja rakentamisen järjestäminen niin, että ne luovat edellytykset hyvälle elinympäristölle sekä edistävät ympäristönsuojelua, eri toimijoiden osallistumismahdollisuuksia ja yleisesti kestävä kehitystä.

**Alueen pilaantuneisuus asettaa yleensä rajoitteita maankäytölle, mikä on otettava huomioon kaavoittamisessa ja rakentamisessa.** Lainsäädännössä ei ole suoraan mainittu kaavojen sisältövaatimuksista pilaantumiseen liittyen, mutta turvallisen, terveellisen ja viihtyisän elinympäristön luominen ovat yleis- ja asemakaavojen perusvaatimuksia. Pilaantuneisuus voidaan ottaa kaavoituksessa huomioon mm. siten, että kaavaa ei hyväksytä ennen alueen puhdistamista tai siihen tulee määräyksiä alueen puhdistamisesta. Toisaalta alueelle voidaan myös sijoittaa toimintoja, jotka eivät edellytä alueen perusteellista puhdistamista.

Uuden rakennuksen sijaintipaikalle on säädetty myös yleisiä vaatimuksia. Rakennuspaikan tulee olla terveydellisesti, ympäristöllisesti, maastollisesti, liikenteellisesti ja maankäytöllisesti sekä maapohjaltaan rakentamiseen sopiva. Edellytysten täyttyminen arvioidaan joko kaavoitus- tai rakennusluvan myöntämisvaiheessa. Rakennuslupahakemukseen on liitettävä selvitys rakennuspaikan perustamis- ja pohjaolosuhteista ja tarvittaessa terveellisyydestä.

Pilaantuneisuuden huomioon ottavalla maankäytön suunnittelulla ja sen yhteydessä tapahtuvalla riskinhallintavaihtoehtojen vertailulla on usein mahdollista saavuttaa merkittäviä kustannussäästöjä. Tämä edel-

lyttää aktiivista yhteistyötä maanomistajan, suunnittelijoiden, kaavoittajan ja eri viranomaisten välillä. Aikaisen vaiheen suunnittelulla vältetään tilanteet, joissa jo aloitettu rakentaminen viivästyy pilaantumisesta aiheutuvien selvitys- ja riskinhallintatoimien vuoksi. Suunnittelu voi myös joissain tapauksissa mahdollistaa toimintojen sijoittelun siten, että osia alueesta voidaan jättää kunnostamatta. Tällöin vältetään mahdollisen kaivun ja kuljetusten aiheuttamilta ympäristövaikutuksilta ja kustannuksilta. Maankäytön ”ennakoiva suunnittelu” edesauttaa kestävä riskinhallinnan toteutumista ja tukee myös jätepolitiikan yleisiä tavoitteita.

### 3.6

## Kemikaalilaki

Kemikaalilain (599/2013) tarkoituksena on terveyden ja ympäristön suojeleminen kemikaalien aiheuttamilta vaaroilta ja haitoilta. Sen mukaan toiminnassa, jossa käytetään kemikaaleja, on periaatteena, että terveys- ja ympäristöhaittojen ehkäisemiseksi noudatetaan riittävää huolellisuutta ja varovaisuutta kemikaalin määrää ja vaarallisuus huomioon ottaen. Kemikaalilain nojalla on pantu täytäntöön mm. kemikaalien rekisteröintiä, arviointia, lupamenettelyä ja rajoituksia koskeva Euroopan parlamentin ja neuvoston REACH-asetus 2006/1907/EY sekä aineiden ja seosten luokituksista, merkinnöistä ja pakkaamisesta annettu CLP-asetus 2008/1272/EY.

REACH-asetuksen tarkoituksena on parantaa ihmisten terveyden ja ympäristön suojelua ja samalla ylläpitää EU:n kemian-teollisuuden kilpailukykyä. **REACH-asetuksen perusteella vaarallisten aineiden tai niitä sisältävien tuotteiden valmistus- ja käyttöön ja markkinoille saattamiselle voidaan asettaa ehtoja, rajoituksia ja kieltoja. Tiukimmat ehdot koskevat syöpää aiheuttavia, perimää vaurioittavia ja lisääntymismyrkyllisiä aineita (CMR-aineet), hitaasti hajoavia, biokertyviä ja myrkyllisiä**

**aineita (PBT-aineet) sekä erittäin hitaasti hajoavia ja erittäin voimakkaasti biokertyviä aineita (vPvB-aineet).** Näille aineille ei voida määrittää luotettavasti sellaista pitoisuus- tai altistumistasoa, jonka alittuessa haitallisia vaikutuksia ei riittävällä varmuudella aiheudu, mistä syystä niitä pidetään erityistä huolta aiheuttavina aineina. Samasta syystä **kyseisiin aineisiin on kiinnitettävä erityistä huomiota pilaantuneen alueen päätöksenteossa.** Erityistä huolta aiheuttavat aineet (SVHC, Substances of Very High Concern) listataan luvanvaraisten aineiden kandidaattilistaan. Lista on julkaistu Euroopan kemikaaliviraston verkkosivuilla ja sitä päivitetään säännöllisesti<sup>10</sup> (vuoden 2013 lopussa päivitetyllä listalla oli 151 ainetta). Aineen päätyminen kandidaattilistalle aiheuttaa tiettyjä velvoitteita Euroopan talousalueella toimiville yrityksille, jotka valmistavat tai maahantuovat kyseisiä aineita tai niitä sisältäviä seoksia tai esineitä.

CLP-asetuksen tarkoituksena on varmistaa ihmisten terveyden ja ympäristön suojelun korkea taso sekä aineiden, seosten ja asetuksessa määriteltyjen esineiden vapaa liikkuvuus mm. yhdenmukaistamalla näiden luokituskriteerit. **CLP-asetuksessa säädetään vaarallisten aineiden ja seosten luokitusta ja merkintöjä koskevat vaatimukset ja menettelyt.** Nämä sisältävät mm. aineiden ja seosten vaaraluokituksen sekä eri vaaraluokkia koskevat luokituskriteerit ja merkintäkoodit. Pilaantuneen alueen päätöksenteossa CLP-asetuksella on merkitystä mm. kaivettujen maa-ainesten luokittelussa ja käsittelykelpoisuuden arvioinnissa.

REACH- ja CLP-asetusten lisäksi voimassa on useita muita kemikaaleja koskevia yhteisötason asetuksia kuten Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus 805/2004/EY pysyvistä orgaanisista yhdisteistä (POP). **POP-asetuksessa on säädetty pitoisuudet, joiden ylitt-**

<sup>10</sup> European Chemicals Agency. 2014. Candidate List of Substances of Very High Concern for Authorisation.

tyessä POP-yhdisteitä<sup>11</sup> sisältävä jätteet on pääsääntöisesti käsiteltävä siten, että POP-yhdisteet tuhoetaan tai muunnetaan palautumattomasti. Raja-arvo asetuksessa mainituille torjunta-aineille ja PCB-yhdisteille on 50 mg/kg sekä dioksiineille ja furaaneille 15 µg WHO-TEQ/kg. Pilaantuneilla alueilla POP-asetuksen raja-arvot saattavat ylittyä erityisesti dioksiinien ja furaanien osalta sellaisilla saha-alueilla, joilla on aiemmin käytetty puunsuojaukseen Ky-5 -kloorifenolivalmistetta. Tällöin POP-asetuksen raja-arvot vaikuttavat dioksiineja ja furaaneja sisältävien kaivettujen maa-ainesten hyväksyttiin käsittelymenetelmiin. POP-yhdisteiden käyttöä rajoitetaan myös monilla kansainvälisillä sopimuksilla.

---

<sup>11</sup> Ympäristöhallinto. Pysyvät orgaaniset yhdisteet (POP).





## 4 Riskinarviointi

Ympäristön pilaantumista koskevan lainsäädännön velvoitteiden täyttäminen edellyttää luotettavaa riskinarviointia, jossa pilaantuneisuuden määrittelevät **haitat ja riskit tunnistetaan, määritetään ja niiden merkitys arvioidaan tapauskohtaisesti** (ks. luku 3). Riskinarvion johtopäätöksenä esitetään perusteltu näkemys haittojen ja riskien hyväksyttävyydestä sekä mahdollisista toimenpiteistä.

Tässä luvussa kuvataan riskinarvioinnin tavoitteenasettelua ja toteutusta sekä arvioinnissa huomioonotettavia tekijöitä. Luku on kirjoitettu erityisesti maaperän ja pohjaveden pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin näkökulmasta ja se täsmentää PIMA-asetuksen käytännön soveltamista. Esitettyä riskinarviointimenettelyä voidaan kuitenkin soveltaa haitallisten aineiden aiheuttamien riskien arviointiin myös muissa tarkoituksissa.

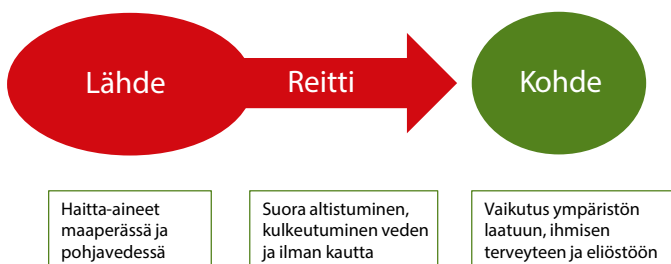
### 4.1

## Riskinarviointimenettely

### 4.1.1

## Yleiset periaatteet ja vaiheet

Pilaantuneella maa-alueella mahdollisten haittojen lähteenä (päästö- ja altistuslähde) ovat erityisesti maaperässä tai pohjavedessä olevat kemialliset aineet. Niiden aiheuttama **haitta tai riski voi kohdistua ympäristön laatuun, ihmisen terveyteen sekä eliöstöön**. Ympäristön laatuun kohdistuvien haittojen ja riskien arviointi kattaa eri ympäristönsien ja luonnonvarojen käyttöön sekä yleiseen viihtyvyyteen vaikuttavien tekijöiden tarkastelun. Ihmisen terveyden ja eliöstön osalta riskinarvioinnin lähtökohtana on altistumisen ja sen seurauksena aiheutuvien haitallisten vaikutusten selvittäminen.



Kuva 2. Haitan ja riskin muodostuminen pilaantuneella maa-alueella.



Riskinarvioinnin sisältövaatimukset vaihtelevat osin tapauskohtaisesti arvioinnin tarkoituksen ja tavoitteiden mukaan. Lähtökohdistaan riippumatta **arviointiin tulee aina sisältyä haitta-aineiden lähteiden, haitallisten vaikutusten kohteiden sekä näiden välisen yhteyden ja merkityksen osoittaminen** (kuva 2). Tämä kattaa riskinarviointimenettelyn yleiset vaiheet, jotka ovat:

1. haittojen ja riskien tunnistaminen
2. haittojen ja riskien määrittäminen sekä
3. haittojen ja riskien kuvaus.

Tässä ohjeessa **riskinarvioinnin yleiset vaiheet on esitetty ainoastaan tukemaan järjestelmällistä ja riskinarvioinnin kannalta perusteltua tavoitteenasettelua, tiedon hankintaa ja prosessointia**. Käytännössä vaiheet ovat osin päällekkäisiä eikä arviointia usein ole tarkoituksenmukaista toteuttaa tai dokumentoida näiden arviointivaiheiden kautta.

Sen sijaan on suositeltavaa, että **haittojen ja riskien määrittäminen ja kuvaus toteutetaan ja dokumentoidaan aina kolmessa erillisessä vaiheessa**, kun kyse on alueen pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista tai sitä vastavasta riittävän puhtaustason määrittelystä. Nämä arviointivaiheet ovat:

- ympäristön laatuun kohdistuvien kulkeutumisriskien arviointi
- ihmisen terveyteen kohdistuvien terveysriskien arviointi sekä
- elolliseen luontoon kohdistuvien ekologisten riskien arviointi.

Suosituksen tarkoituksena on edistää yhdenmukaista arviointikäytäntöä ja varmistaa, että pilaantuneen alueen keskeiset vaikutuskohdet tulevat otetuksi huomioon kaikissa PIMA-asetuksen edellyttämässä riskinarvioinneissa. **Arvioinnin tarkempi tavoitteenasettelu, rajaukset ja toteutustavan valinta tehdään erikseen jokaiselle arviointivaiheelle** (ks. luvut 4.7-4.9). Tässä yksittäinen osavaihe voidaan käytännössä rajata myös arvioinnin ulkopuolelle, jos rajaukselle voidaan esittää perustelut. Tietyn arviointivaiheen tarkastelematta jättäminen voi olla perusteltua myös kohteeseen aiemmin tehdyn arvioinnin perusteella tai tilanteissa, jotka eivät edellytä PIMA-asetuksen mukaista arviointia.

#### 4.1.2

### Haittojen ja riskien tunnistaminen

Riskinarviointi aloitetaan mahdollisten haittojen ja riskien tunnistamisella. Tämä perustuu käytössä olevaan tietoon kohteen toimintahistoriasta, maankäytöstä ja ympäristöolosuhteista sekä alueella olevien haitta-aineiden pitoisuuksista, esiintymisestä ja ominaisuuksista. Näiden tietojen pohjalta muodostetaan kohteen alustava **käsitteellinen malli, joka kuvaa kohteen haitta-aineet ja niiden lähteet, mahdolliset altistujat ja muut vaikutuskohteet sekä niitä mahdollisesti koskevat kulkeutumisreitit ja altistumistilanteet**.

Alustavan käsitteellisen mallin perusteella riskinarviointi voidaan rajata tarkemmin niihin kohteen haitta-aineisiin, ympäristönsiihin ja altistujiin, joita merkittävimmät haitat ja riskit oletettavasti koskevat. Tehdyt rajaukset on perusteltava hyvin, jotta mahdollisesti olennaisia riskitekijöitä ei rajata arvion ulkopuolelle.



### Haittojen ja riskien määrittäminen

**Kun mahdolliset haitat ja riskit on tunnistettu, määritetään niiden suuruus.** Tämä tarkoittaa kvantitatiivista arviota kulkeutumisen ja altistumisen tasosta sekä näiden seurauksena aiheutuvista vaikutuksista ympäristölle ja terveydelle. Tässä vaiheessa myös arvioinnin tavoitteenasettelua ja arviointikohteiden rajausta joudutaan usein edelleen tarkentamaan. Tämä voi edellyttää myös aiemmin tehtyjen kohdetutkimusten täydentämistä, jollei riskinarvioinnin vaatimuksia ole otettu huomioon riittävästi huomioon jo aiempien tutkimusten suunnittelussa.

Toteutustapa ja menetelmät haittojen ja riskien määrittämiseksi valitaan tapauskohtaisesti kohteen ominaisuudet ja arvioinnin tavoitteet huomioiden. Siinä voidaan pyrkiä haittoja ja riskejä mahdollisimman todennukaisesti kuvaavaan realistiseen arvioon, niitä oletettavasti yliarvioivan varovaiseen arvioon tai näiden yhdistelmään. Tarvittaessa arviota tarkennetaan vaiheittain.

Haittojen ja riskien määrittämisessä voidaan soveltaa kirjallisuustietoon, kenttä- ja laboratoriomäärittelyihin sekä laskentoihin perustuvia menetelmiä. Käytännössä **arvion perustana ovat edustavista pitoisuusmitauksista, muista haitta-aine- ja kohdetutkimuksista sekä näiden pohjalta tehdyistä laskelmista saatujen tulosten vertaaminen erilaisiin vertailuarvoihin, joilla haittojen ja riskien suuruus tunnistetuissa vaikutuskohteissa määritetään.** Yksinkertaisimmillaan haittojen ja riskien määrittäminen voidaan tehdä suoraan maaperän ohjearvoilla, kun ohjearvojen yleinen soveltuvuus kohteeseen on todettu ja ohjearvoon verrattava maaperän edustava pitoisuus on määritetty.

### Haittojen ja riskien kuvaus

Kun haittojen ja riskien suuruus on määritetty, **kuvataan niiden luonne ja merkittävyys.** Tähän sisältyy **epävarmuustarkastelu**, jossa arvioidaan riskinarvion luotettavuutta ja sitä, voiko arvioinnin tuloksia pitää riittävinä.

Haittojen ja riskien kuvaus kytketään arvioinnin edellisiin vaiheisiin ja siinä käytettyihin vertailuarvoihin. Haittojen ja riskien kuvauksessa **vertailuarvojen ylittymistä tai alittumista ei tule kuitenkaan tulkita liian suoraviivaisesti**, vaan siinä on otettava huomioon mm. lähtötietojen monipuolisuus, luotettavuus ja edustavuus, arvioinnin ajallinen ulottuvuus, vertailuarvojen perusteet sekä käytettyjen arviointimenetelmien soveltuvuus ja rajoitteet.

Riskinarvioinnin **lopullisena johtopäätöksenä esitetään perusteltu näkemys haittojen ja riskien hyväksyttävyydestä ja mahdollisista jatkotoimenpiteistä.** Tämä voi tarkoittaa esimerkiksi arviota puhdistustarpeesta kohteen nykyisessä käytössä tai esitystä riittäväksi puhtaustasoksi tiedossa olevien rakennustoimien jälkeisessä tilanteessa. Tarvittaessa esitetään tiivis yhteenvedo myös riskinarvioinnin muista keskeisistä tuloksista ja toteutuksesta. Erillisen yhteenvedon merkitys on sitä suurempi mitä laajempi riskinarviointi on ja mitä moniulotteisempaa tarkastelua se sisältää.

Riskinarvioinnin **johtopäätöksissä esitetään tarvittaessa arvio myös sellaisten toimenpiteiden tarpeesta, jotka voivat olla perusteltuja riskinarvioinnin tuloksista huolimatta tai joita riskinarvioinnilla ei ole voitu luotettavasti voinut arvioida.** Nämä voivat koskea esim. viihtyvyystekijöitä tai alueen maaperään jäävistä haitta-aineista aiheutuvia käyttörajoituksia ja niiden vaikutuksia alueen jatkokäyttöön. Lisäksi voidaan esittää arvioita tarvittavista riskinhallintakeinoista kuten kunnostusmenetelmistä tai ympäristöseurannasta

#### 4.1.5

### Riskinarvioinnin dokumentointi

Riskinarvioinnin selkeä dokumentointi on keskeinen osa laadukkaan arvion toteutusta. Hyvä dokumentointi varmistaa, että riskinarvioinnin tulokset voidaan varmentaa ja hyödyntää parhaalla mahdollisella tavalla päätöksenteossa paitsi sen tekohetkellä, myös tulevaisuudessa, alueen jatkokäyttöä koskevia suunnitelmia ajatellen.

Hyvän dokumentoinnin keskeisiä tavoitteita ja lähtökohtia riskinarvioinnille ovat:

- Ymmärrettävyys → Ota huomioon, kenelle arviointi on tarkoitettu
- Informatiivisuus → Valitse esitystapa, joka tukee asioiden havainnollista esittämistä
- Johdonmukaisuus → Vältä ristiriitaisuuksia
- Luettavuus → Karsi epäolennaisuudet ja turhat päällekkäisyydet
- Läpinäkyvyys → Esitä kaikki olennaiset tiedot ja perustele arvioinnin aikana tehdyt valinnat ja johtopäätökset

Riskinarvioinnin sisältövaatimukset määntyvät aina osin työn lähtökohtien ja toteutustavan perusteella. Dokumentointiin tulee kuitenkin sisältyä aina kuvaus kohteen haitta-aineista, ympäristöolosuhteista, tehdyistä tutkimuksista ja niiden edustavuudesta, arvioinnin tavoitteista ja rajauksista, käytetyistä arviointimenetelmistä, vertailuarvoista ja muista keskeisistä lähtötiedoista sekä arvioinnin tuloksista ja epävarmuudesta. Myös keskeiset kirjallisuuslähteet mainitaan.

**Liitteessä 3 on esitetty kattava tarkistuslista arvioinnin eri osavaiheissa huomioitavaista ja dokumentoitavista seikoista.** Tarkistuslistaa voidaan käyttää apuna arvioinnin tarkastamisessa ja toteutuksessa. Tarkistus-

lista noudattaa pääpiirteissään tämän ohjeen sisältöä, mutta sitä tulee soveltaa tarkoitukseenmukaisella tavalla. Tämä tarkoittaa, että kaikkien listalla mainittujen asioiden käsittely ei ole välttämättä tarpeellista jokaisessa kohteessa eikä dokumentoinnin tarvitse noudattaa sellaisenaan listan mukaista jaottelua ja otsikointia. Tarkistuslistalla mainittujen asioiden puuttuminen arviointiraportista on kuitenkin tarvittaessa pystyttävä perustelemaan.

#### 4.2

### Riskinarvioinnin tarkoitus ja erilaiset tyypit

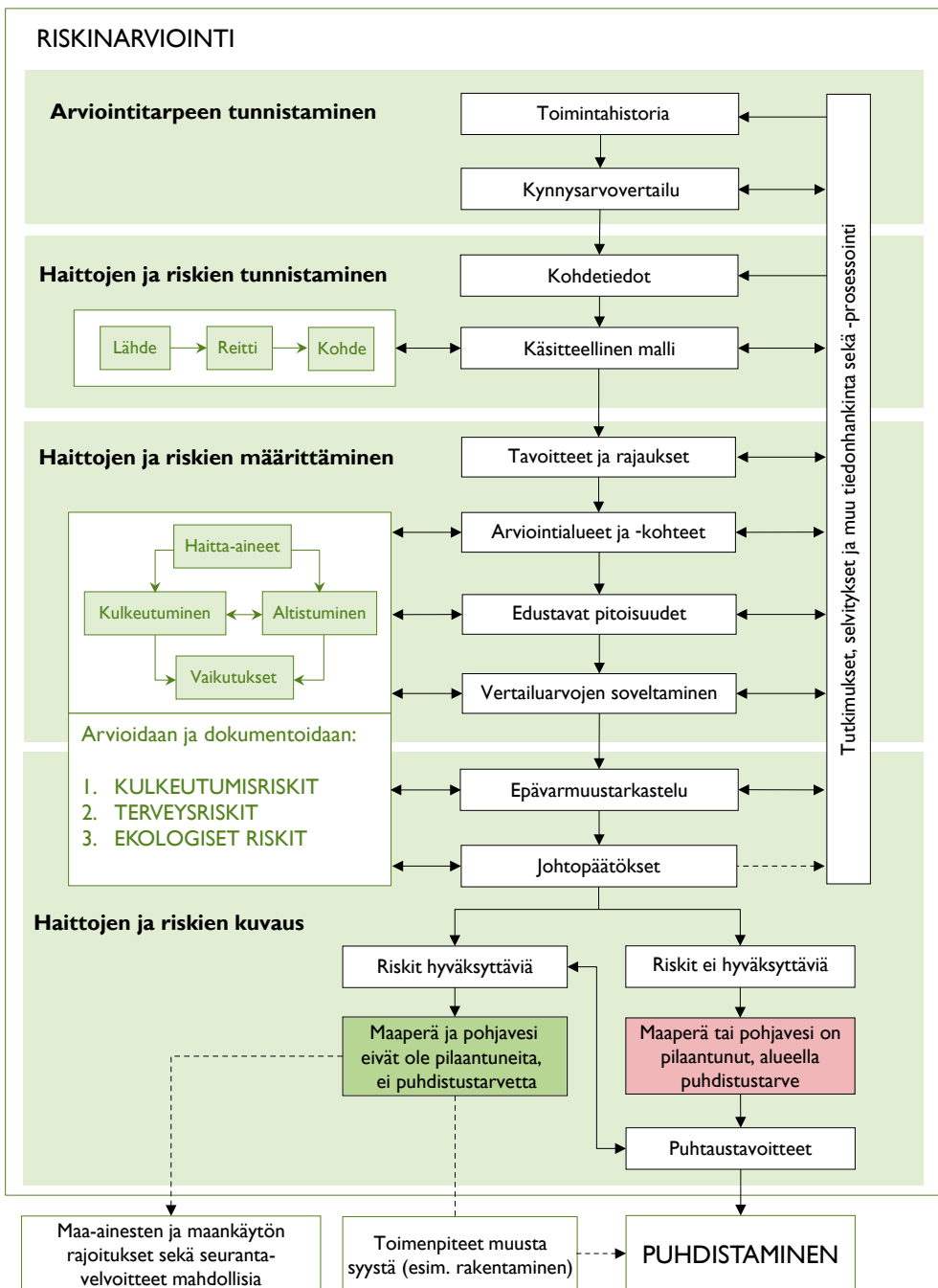
#### 4.2.1

### Pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi

Pilaantuneen alueen päätöksenteossa **riskinarvioinnin keskeisenä tarkoituksena on maaperän tai pohjaveden pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen selvittäminen**. Tällöin arvioidaan sitä, ovatko haitat ja riskit hyväksyttäviä alueen nykyisessä tai tiedossa olevassa tulevassa käytössä ilman toimenpiteitä vai tarvitaanko kohteessa kunnostamista tai muita toimia riskien hallitsemiseksi.

Monet tekijät voivat laukaista tarpeen selvittää alueen pilaantuneisuutta ja puhdistustarvetta. Tällaisia ovat mm. maankäytön muutos, alueelle suunnitellut rakennustyöt, muutokset alueen omistus- tai hallintasuhteissa, alueella harjoitetun toiminnan päättyminen sekä havaintoihin perustuva epäily pilaantuneisuudesta. Arviointi voi koskea yksittäistä kiinteistöä tai sen osaa taikka usean kiinteistön muodostamaa laajempaa kokonaisuutta kuten rakennus- ja kaava-alueita. Arvioinnin tarkastelu- tai vaikutusalue voi ulottua myös varsinaisen suunnittelualueen kiinteistörajoiden ulkopuolelle.

## RISKINARVIOINTI



Kuva 3. Riskinarviointimenettelyn yleiset vaiheet pilaantuneeksi epäillyllä alueella. Yksittäisessä arviointikohteessa riskinarvioinnin sisältö määräytyy aina osin tapauskohtaisesti työn tarkoituksen ja tavoitteiden mukaan.

## Arviointitarpeen tunnistaminen ja alueen pilaantumattomuus

Pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen **arviointitarve määräytyy alustavasti kohteen toimintahistorian** (ks. luku 4.3.4) **sekä alueella tehtyjen havaintojen perusteella**. Jos pilaantuminen näiden tietojen mukaan on mahdollista, arviointitarve **varmenne-taan vertaamalla alueelta mitattuja haitta-aineiden pitoisuuksia PIMA-asetuksen kynnysarvoihin ja alueen taustapitoisuuksiin** (ks. luku 4.3.3) sekä tarvittaessa muihin vertailuarvoihin. Muita tässä tarkoituksessa sovellettavia vertailuarvoja voivat olla esim. pohjaveden ympäristönläatunormit, ekologisesti haitatonta pitoisuutta ilmentävät viitearvot (mm. EU:n kemikaaliriskinarviointien PNEC-arvot) sekä muissa maissa pilaantuneiden alueiden arviointiin annetut vastaavat kynnysarvot. Näiden soveltuvuus arviointitarpeen tunnistamiseen arvioidaan tapauskohtaisesti. Jos kynnysarvot, taustapitoisuudet tai muut vertailuarvot ylittyvät, pilaantuneisuus ja puhdistustarve tulee arvioida PIMA-asetuksen ja tässä ohjeessa esitetyn arviointimenettelyn mukaisesti (kuva 2). Jos vertailuarvot alittuvat, alue voidaan todeta pilaantumattomaksi eikä arviointia tarvitse jatkaa. **Tehdyt tutkimukset ja niihin perustuvat johtopaatokset on dokumentoitava hyvin**, vaikka alue todettaisiin pilaantumattomaksi. Lisäksi **tiedot toimitetaan aina viranomaiselle** osana ympäristönsuojelulain mukaista selvitysvelvollisuutta.

Arviointitarpeen tunnistamisessa näytteenotto suunnitellaan ja pyritään kohdistamaan niille kohteen osa-alueille, joissa haitta-aineiden esiintyminen on toimintahistorian ja aineiden ominaisuuksien perusteella todennäköisintä. Kun toimintahistoria ja aineiden ominaisuudet ovat tarkkaan tiedossa, näytepisteiden tarkoituksenmukainen sijoittaminen on yksinkertaista ja vertailu kynnysarvoihin, taustapitoisuuksiin tai muihin vertailuarvoihin voidaan usein tehdä suhteellisen

pienillä näytepisteiden ja näytteiden määrillä. Kun kohteen historiatiedot ovat puutteelliset, tarvittava näytepisteiden ja näytteiden määrä haitta-aineiden esiintymisen tai pilaantumattomuuden todentamiseksi kasvaa.

Liian pieni näytepisteiden määrä voi johtaa väärin päätelmiin haitta-aineiden esiintymisestä ja pilaantumattomuudesta, vaikka alueen toimintahistoria olisikin tiedossa. Tämä johtuu siitä, että aineiden pitoisuudet vaihtelevat maaperässä ja pohjavedessä usein varsin pienipiirteisesti eikä niiden alueellista jakautumista yleensä tarkkaan tunneta (ks. luku 4.4.2).

Näytteenoton epävarmuudesta johtuen näytepisteiden paikat sekä näytteiden määrän ja laadun riittävyys on aina perusteltava. Erityisen tärkeää on pyrkiä varmistamaan ja osoittamaan, että historiatiedot ja tutkimukset ovat olleet riittäviä kohteen tai sen erillisen osa-alueen pilaantumattomuuden todentamiseksi. Historiaselvitystä ja tutkimuksia koskeva epävarmuus arvioidaan ja kuvataan aina tutkimusraportoinnin yhteydessä.

Joskus kynnysarvo, taustapitoisuus tai muu arviointitarpeen tunnistamisessa käytettävä vertailuarvo ylittyy vain yhdessä tai muutamassa mittaustuloksessa, mutta ainetta ei välttämättä ole maaperässä yksittäistä näytepistettä laajemmalla yhtenäisellä alueella, ja aineen kokonaismäärä on siten merkityksettömän pieni. Tällöin erillinen riskinarviointi pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioimiseksi ei ole tarkoituksenmukaista ja aluetta voidaan pitää vertailuarvon ylityksestä huolimatta pilaantumattomana. Näissä tapauksissa on kuitenkin tärkeä varmistaa luotettavilla tutkimuksilla (huomioiden sekä kenttä- että laboratorionäytteiden edustavuus), että haitta-aineen laajempi esiintyminen kohteessa ei ole mahdollista. Myös syy vertailuarvon ylitykseen on pyrittävä tunnistamaan ja tilanne on kuvattava selkeästi tutkimusraportissa. Käytännössä kyse voi olla tällöin esimerkiksi ns. hippuefektistä, jossa laboratoriossa analysoitava maanäyte sisältää muuta materiaalia kuin

maa-ainesta (esim. maali- tai metallihiukkasia) tai jossa pitoisuuden vaihtelu mikrotasolla on merkittävää maa-aineksen ja haitta-aineen ominaisuuksista johtuen.

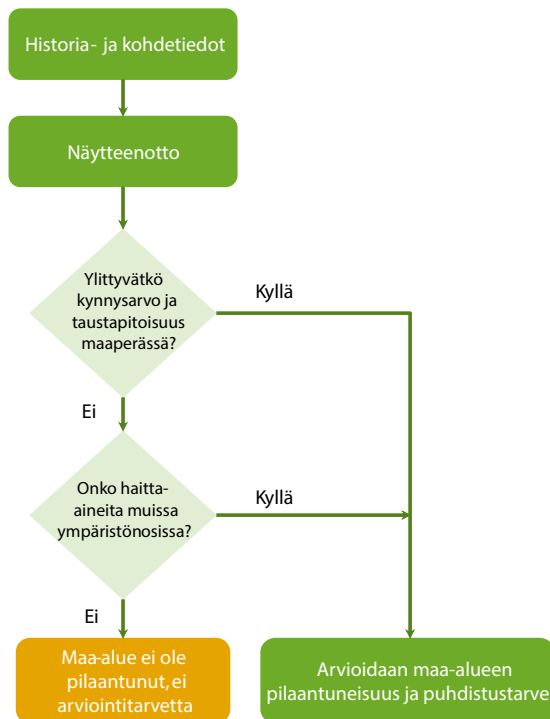
Maaperän osalta näytteenoton luotettavuutta arviointitarpeen tunnistamiseksi tai pilaantumattomuuden todentamiseksi voidaan tietyissä tapauksissa lisätä kokoomanäytteillä, joissa yhdistetään useita, mielellään kymmeniä, tutkittavalta alueelta taasisesti otettuja osanäytteitä (ks. luku 4.5.4). Tällöin on kiinnitettävä huomiota paitsi osanäytteiden määrään ja alueelliseen kattavuuteen myös näytteenottoalueen määrittelyyn, koska kokoomanäytteillä ei voida arvioida pitoisuuksien vaihteluväliä alueella.

Maaperä- ja pohjavesinäytteiden lisäksi arviointitarve voidaan tietyissä tilanteissa tunnistaa muista ympäristönosista, kuten huokoskaasusta, otetuilla näytteillä. Tämä voi olla tarpeen, jos haitta-aineet saattavat esiintyä rakenteiden alla tai muissa paikoissa siten, että edustavien maaperä- tai pohjavesinäytteiden ottaminen ei ole mahdollista. Tällaiset tilanteet pyritään tunnistamaan kohteen toimintahistorian ja aineiden ominaisuuksien perusteella.

#### Arvioinnin toteutus

**Pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin yleiset sisältövaatimukset määräytyvät PIMA-asetuksen perusteella** (ks. luku 3.1.5). Asetuksen vaatimusten huomiotta jättämiseen on esitettävä perustelut.

Pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin käytännön toteutus perustuu tässä ohjeessa esitettyyn riskinarviointimenetelyyn. Jos arvioinnin johtopäätöksenä kaikkien tarkasteltujen haittojen ja riskien voidaan todeta olevan merkityksettömän pieniä ja hyväksyttäviä, alueen maaperä ja pohjavesi eivät ole lainsäädännön näkökulmasta pilaantuneita, eikä niillä ole puhdistustarvetta. Jos yhtäkin tarkasteltua haittaa tai riskiä sen



Kuva 4. Arviointitarpeen tunnistaminen.

sijaan voidaan pitää merkittävänä, maaperä tai pohjavesi todetaan pilaantuneeksi ja se on puhdistettava.

**Maankäytöstä ja haitta-aineiden pitoisuuksista riippuen myös sellaiseen kohteeseen, jossa riskinarvioinnin perusteella ei ole puhdistustarvetta, voi jäädä maa-ainesten tai maankäytön rajoituksia.** Nämä on tärkeä tuoda esiin riskinarvioinnin johtopäätöksissä ja dokumentoinnissa.

#### 4.2.2

### Puhtaustavoitteiden määrittäminen

Kun maaperän tai pohjaveden puhdistustarve on todettu, **toteutetaan tarvittavat puhdistamistoimet merkityksellisiksi arvioitujen haittojen tai riskien vähentämiseksi hyväksyttävälle tasolle**. Puhdistamisen tavoitetasot eli puhtaustavoitteet asetetaan puhdistamista koskevassa viranomaispäätöksessä puhdistamisvelvollisen esittämän kunnostussuunnitelman pohjalta (ks. luku 3.1.4). **Kunnostussuunnitelmassa esitetävän ja puhtaustavoitteiden perustana olevan riskinarvion tulee aina koskea kunnostuksen ja/tai tiedossa olevien rakennustoimien jälkeistä tilannetta.**

Maaperän ja pohjaveden puhtaustavoitteet voivat perustua suoraan aiemmin tehtyyn pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointiin. Riittävän puhtaustason määrittelyssä puhdistustarpeen arviointia voidaan kuitenkin joutua myös tarkentamaan, jollei siinä ole pohdittu puhtaustavoitteita riittävällä tarkkuudella. Arvioinnin tarkentaminen voi olla tarpeen myös silloin, kun alueen maankäyttöä tai rakentamista koskevat suunnitelmat ovat tarkentuneet puhdistustarpeen arvioinnin toteutusajankohdan ja puhdistustöiden aloittamisen välillä tai kun kohteesta on saatu uusia tutkimustuloksia, jotka saattavat vaikuttaa riskinarvioinnin johtopäätöksiin.

Joskus kunnostussuunnitteluun edetään suoraan tutkimusvaiheesta esimerkiksi maankäyttöön nähen korkeiden pitoisuuksien ja haitta-aineiden laajan levinneisyyden vuoksi. Puhdistustarve voi olla ilmeinen myös muusta syystä kuten alueen omistussuhteiden muutoksesta tai rakentamisesta johtuen. Näissä tapauksissa ei ole tarkoituksenmukaista tehdä erillistä pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointia, vaan riskinarviointi tulee keskittää suoraan riittävän puhtaustason määrittämiseen. Puhtausta-

voitteiden perustana oleva, PIMA-asetuksen vaatimukset täyttävä, riskinarvio esitetään tällöin osana kunnostussuunnitelmaa ja hyväksytään puhdistamista koskevassa viranomaispäätöksessä.

#### 4.2.3

### Jäännösriskien arviointi

Riskinarviointi voi koskea myös osittain kunnostetun tai rakennetun alueen aiheuttamaa jäännösriskiä silloin, kun riskiperusteisia puhtaustavoitteita ei ole asetettu ennen kunnostus- tai rakennustyön toteutusta. Tällainen tilanne voi syntyä esimerkiksi ympäristövahtotapauksissa torjuntatoimien jälkeen tai sellaisissa rakennuskohteissa, joissa maankaivutöitä on tehty ainoastaan rakentamisen vuoksi sen edellyttämässä laajuudessa.

Jäännösriskejä on usein arvioitava myös tilanteessa, jossa kunnostuksella ei ole saavutettu työlle asetettuja puhtaustavoitteita esimerkiksi teknisten haasteiden tai kunnostukseen liittyvien riskien takia. Tällöin riskinarviointi voidaan tavallisesti rajata kohteen tietyn osan alueen ja tiettyjen riskitekijöiden tarkasteluun (esim. rakennuksen alle jääneiden haitta-aineiden kulkeutuminen sisäilmaan tai putkilinjojen alla olevien aineiden kulkeutuminen pohjaveteen), jos tämä on perusteltua aiemman riskinarvion johtopäätöksiin nojaten.

Jäännösriskin arviointi voi tulla kyseeseen myös esimerkiksi päätettäessä *in situ* -kunnostuksen lopettamisesta (esim. haihtuvien yhdisteiden saanto huokosilmakäsittelyssä ei enää ole merkittävää) tai arvioitaessa monitoroidun luontaisen puhdistumisen soveltuvuutta osittain kunnostetun kohteen jäännösriskin hallintaan.

## Muita riskitarkasteluja

Lainsäädännön näkökulmasta ympäristön ja sen eri osien pilaantuminen ja pilaantumisen riski on aina seuraus kohdekohtaisesti ilmenivistä haitoista tai niiden mahdollisuudesta (ks. luku 3.1.1). Tästä syystä **riskinarviointia on käytännössä sovellettava kaikissa tilanteissa, joissa ympäristön pilaantuneisuus tai pilaantumisen mahdollisuus on säädösten perusteella otettava huomioon**. Maaperän ja pohjaveden lisäksi arviointitarve voi siten koskea myös **vesistöjen ja niiden pohjasedimenttien pilaantuneisuuden selvittämistä tai siitä aiheutuvien riskinhallintatarpeiden määrittelyä**. Tämän lisäksi riskinarviointi on usein tarpeen muissa yhteyksissä kuin suoraan lainsäädäntöön perustuen. Seuraavassa on mainittu muutamia esimerkkejä tilanteista, joissa riskinarviointia tarvitaan ja joissa tämän ohjeen periaatteita ja menettelyjä voidaan soveltuvin osin hyödyntää.

- Riskinarviointi on tarpeen **ympäristön pilaantumisen vaaraa aiheuttavien toimintojen suunnittelussa ja toimintoja koskevissa lupaprosesseissa**, jolloin arviointi ohjaa sekä toiminnanharjoittajan että viranomaisen toimintaa. Riskinarvioinnilla selvitetään esim. ympäristöluvanvaraisten toimintojen päästöjä, niiden vaikutuksia ja merkittävyyttä, toiminnan sijoituspaikkaa koskevien lupaedellytysten täyttymistä sekä toiminnan muita ympäristövaikutuksia. Samanaikaisesti riskinarvioinnin tuloksia tulee soveltaa toiminnan ympäristövaikutusten vähentämiseksi tarvittavan riskinhallinnan suunnittelussa ja siihen sisältyvien lupa- ja toimenpiderajojen määrittelyssä.
- Riskinarviointia tarvitaan erilaisten **ympäristöseurantojen suunnittelussa ja toteutuksessa**. Esimerkiksi uuden ympäristönsuojelulain mukaan luvanvaraisen toiminnan maaperää ja pohjavettä koske-

va tarkkailuvelvoite ja tarkkailun aikaväli asetetaan pilaantumisiin perustuvan arvioinnin perusteella. Myös ns. direktiivilaitosten maaperää ja pohjavettä koskevan perustilaselvityksen tarve perustuu pilaantumisen arviointiin.

- Pilaantuneelta alueelta **kaivettujen maa-ainesten hyödyntämisen edellytykset** kaivukohteessa puhdistamista koskevan ilmoituksen yhteydessä määritetään riskinarvioinnilla. Riskinarviointia tarvitaan myös muissa rakennuskohteissa, joissa hyödynnetään haitta-aineita sisältäviä maa-aineksia tai muita jätteeksi luokiteltavia ja ympäristölupaa edellyttäviä materiaaleja. Tällöin riskinarvioinnilla selvitetään hyödyntämisen ympäristövaikutukset ja määritetään edellytykset, joiden täyttyessä hyödyntämistä voidaan pitää ympäristön kannalta turvallisena (ympäristökelpoisuus). Ympäristökelpoisuuden edellytykset voivat koskea mm. haitta-aineiden enimmäispitoisuuksia ja -liukoisuuksia sekä mahdollisten suojausrakenteiden vaatimuksia.
- Riskinarvioinnilla voidaan tuottaa tietoa **maankäytön suunnitteluun** arvioitaessa eri toimintojen sijoittamista kaava-alueilla. Tällöin altistumisriskin kannalta herkemät toiminnot kuten asuintontit ja lasten leikkipaikat voidaan pyrkiä sijoittamaan kaava-alueen puhtaammille osa-alueille, ja vähemmän herkät toiminnot kuten tie- ja pysäköintialueet likaantuneemmille osa-alueille. Ennakoivasta suunnittelusta huolimatta alueen yksittäisillä kiinteistöillä tai osa-alueilla voi silti olla puhdistustarve.
- Pilaantuneen maa-alueen päätöksenteossa riskinarviointia voidaan hyödyntää myös **kunnostusmenetelmien vertailussa ja valinnassa**, mm. eri menetelmien kohdekohtaisen soveltuvuuden ja ympäristövaikutusten arvioimiseksi.







#### 4.3

### Riskinarvioinnin lähtötiedot

Riskinarvioinnin perustana ovat tiedot kohteen haitta-aineista, maankäytöstä ja ympäristöolosuhteista. Kohdetietoa hankitaan kirjallisuusselvityksiin sekä erilaisiin kohdetutkimuksiin ja -havaintoihin perustuen. **Tarvittava kohdetietojen määrä ja taso määräytyvät riskinarvioinnin tavoitteiden, kohteen haitta-aineiden ja käytettävien arviointimenetelmien perusteella.** Arvioinnin edetessä kohdetietoja täydennetään tarpeen mukaan.

Seuraavassa on kuvattu pilaantuneen alueen riskiarvioinnin keskeisiä lähtötietoja. Osaa tiedoista tarvitaan jo riskien tunnistamisessa ja alustavan käsitteellisen mallin laatimisessa, kun taas toiset tiedot ovat tarpeellisia lähinnä haittojen ja riskien määrittämisessä sekä laskennallisissa tarkasteluissa. Lisäksi tiettyjä lähtötietoja tarvitaan jo riskinarvioinnin tarvetta tunnistettaessa (ks. luku 4.2.1).

Kohdetietojen soveltamista riskinarvioinnin eri osavaiheissa on selostettu tarkemmin ohjeen seuraavissa luvuissa.

#### 4.3.1

### Haitta-aineiden pitoisuudet ja kokonaismäärät

Haitta-aineet esiintyvät maaperässä aina epätasaisesti jakautuneina, ja pitoisuusvaihtelut voivat olla suuria pienelläkin alueella ja jopa yksittäisessä näytteessä. Tähän vaikuttavat mm. vaihtelut niissä maaperän ominaisuuksissa, jotka säätelevät haitta-aineiden sitoutumista (mm. raekoko, mineraalikoostumus ja orgaanisen hiilen määrä). Pitoisuudet vaihtelevat myös laaja-alaisemmin alueen eri osissa ja maakerroksissa, mihin vaikuttavat mm. päästöjä aiheuttaneiden toimintojen sijoittuminen alueella, haitta-aineiden kulkeutuminen sekä alueella mahdollisesti tehdyt maansiirrot. **Haitta-aineiden epätasaisen jakautumisen vuoksi kohdetutkimusten suunnitteluun ja toteutukseen sekä olemassa olevien tutki-**

**mustulosten käyttökelpoisuuteen on kiinnitettävä huomiota riskinarvioinnin kaikissa vaiheissa.**

**Riskinarviointi kohdistetaan aineisiin, jotka esiintyvät kohteessa niin suurina pitoisuuksina ja määrinä, että niistä voi olettaa aiheutuvan haittaa.** Riskien kannalta merkitykselliset aineet voidaan alustavasti tunnistaa vertaamalla kohteessa tehtyjen pitoisuusmittausten tuloksia kynnys- ja ohjearvoihin, muihin viitearvoihin sekä alueellisiin taustapitoisuuksiin. Riskien määrittäminen edellyttää kuitenkin tarkempia pitoisuustietoja niistä ympäristönosista ja kohteen osa-alueilta, joiden kautta aineiden kulkeutumista ja niille altistumista voi tapahtua. (ks. luku 4.5). Kulkeutumisen ja altistumisen arvioinnissa voidaan tarkentaa myös merkityksellisten aineiden valintaa (ks. luvut 4.7.1, 4.8.1 ja 4.9.1).

**Pitoisuuksien lisäksi haitta-aineen kokonaismäärä, sijainti ja alueellinen ulottuvuus vaikuttavat riskien merkittävytyteen.** Esimerkiksi pohjaveden pilaantuminen tai haitta-aineiden leviäminen alueen ulkopuolelle edellyttävät yleensä melko huomattavaa haitta-aineen kokonaismäärää eikä kulkeutumisriski määräydy esim. yksittäisistä näytteistä mitattujen korkeiden pitoisuuksien tai liukoisuuksien perusteella. Lasten leikkipaikan pintamaahan sitoutunut haitta-aine taas saattaa aiheuttaa merkittävän terveysriskin jo melko pienenä kokonaismääränä toisin kuin sama aine syvällä maaperässä. Päästö- ja altistumlähteiden laajuuden ja sijainnin määrittely suhteessa kulkeutumis- ja altistumisreitteihin on siten keskeinen lähtökohta riskinarvioinnin tavoitteenasettelulle ja rajauksille (ks. luku 4.4).

Riskinarvioinnissa tarvittavaa näytteenottoa, pitoisuusmäärittäksiä ja muita haitta-ainetutkimuksia on käsitelty tarkemmin luvussa 4.5.

## Haitta-aineiden ominaisuudet

Riskinarviointi edellyttää haitta-aineiden fysi-kaalisten, kemiallisten ja toksisten ominaisuuksien tuntemista. Näiden ominaisuuksien perusteella voidaan arvioida aineiden kulkeutumista, todennäköisiä altistumisreittejä ja -tilanteita sekä vaikutustyyppejä. Siten haitta-aineiden ominaisuudet määrittelevät suurelta osin sen, millaisia haittoja ja riskejä aineista voi aiheutua. Haitta-aineiden ominaisuudet vaikuttavat myös kohdetutkimusten suunnitteluun.

Ekologisten riskien kannalta merkittävimpiä aineita ovat **hitaasti hajoavat, biokertyvät ja myrkylliset aineet (PBT-aineet), erittäin hitaasti hajoavat ja erittäin voimakkaasti biokertyvät aineet (vPvB-aineet) sekä hormoni-toimintaa häiritsevät aineet**. Kulkeutumisriski on merkittävin aineilla, jotka ovat **vesiliukoisia tai haihtuvia ja jotka pidäytyvät heikosti maaperään**. Terveysriskien kannalta tärkeitä haitta-aineita edellisten lisäksi ovat mm. **syöpää aiheuttavat, perimää vaurioittavat ja lisääntymismyrkylliset aineet (CMR-aineet)**.

PBT- ja vPvB-aineiden luokituskriteerit on määritetty REACH-asetuksen liitteessä XIII ja CMR-aineiden luokituskriteerit CLP-asetuksen liitteessä I (ks. luku 3.6). Myös monet kansainväliset järjestöt ovat esittäneet omia luokittelukriteerejään ja listauksiaan erityistä huolta aiheuttaville aineille. Näistä pilaantuneiden maa-alueiden kannalta olennaisia ovat mm. käytöstä jo pääosin poistuneet ja kansainvälisin sopimuksin käyttörajoitetut **POP-yhdisteet**<sup>12</sup>, joista monet kuuluvat ominaisuuksiltaan PBT, vPvB ja/ tai CMR-aineisiin. Epäorgaanisista aineista erityistä huolta aiheuttavina voidaan pitää lähinnä elohopeaa, kadmiumia ja lyijyä.

Aineilla voi olla myös haitallisia yhteisvaikutuksia, jotka riskinarvioinnissa on tarvittaessa otettava huomioon (ks. luvut 4.8.3 ja 4.9.3). Myös aineen matala haju- tai makukynnys vaikuttaa haittoihin ja riskeihin. Hajun ja maun perusteella esimerkiksi pohjavedestä voi tul-

la käyttökeltvotonta jo selvästi toksikologista vaikutustasoa pienemmissä pitoisuuksissa. Epämiellyttävä haju voi aiheuttaa myös viihtyvyshaittoja. Aineilla voi olla myös tahrivia ja likaavia vaikutuksia (esim. öljyt).

Haitta-aineiden myrkyllisyyttä, kertyvyyttä, kulkeutumista ja hajoamista voidaan yleisesti arvioida aineiden molekyyliarakenteen ja kirjallisuustiedon perusteella. Myrkyllisyyttä kuvaavat mm. erilaiset terveysperusteiset ja ekotoksikologiset ohje- ja viitearvot sekä näiden perustana olevat toksisuustestien tulokset. Ne sisältävät tietoa haitallisista tai haitattomista pitoisuuksista eri kohdeorganismeille. Tietoja voidaan soveltaa suoraan haittojen ja riskien määrittämiseen vertaamalla arvoja kohteessa mitattuihin tai arvioituihin pitoisuuksiin. Ohje- ja viitearvovertailuja on selostettu luvuissa 4.6-4.9.

Orgaanisten yhdisteiden kertyvyyttä arvioidaan usein aineen rasvaliukoisuuden perusteella (oktanolivesi-jakautumiskerroin,  $K_{ow}$ ) ja metallien kertyvyyttä kokeellisiin tutkimuksiin perustuvilla kertoimilla (esim. BioConcentration Factor, BCF). Haihtuvuutta kuvataan höyrynpaineen ja Henryn lain vakion avulla ja biohajoamista hajoamisnopeuksien perusteella. Haitta-aineiden kulkeutuvuutta veden mukana arvioidaan mm. vesiliukoisuuteen ja jakautumiskertoimiin perustuen (ks. liite 5).

Haitta-aineiden ominaisuuksia kuvaavat kirjallisuustiedot soveltuvat riskinarvioinnin lähtötiedoiksi sellaisenaan lähinnä orgaanisille haitta-aineille. Tosin monia orgaanisille aineille laboratorio-olosuhteissa määritettyjä kirjallisuusarvoja (mm. höyrynpaine, Henryn lain vakio, vesiliukoisuus ja hajoamisnopeus) voi olla syytä tarkentaa kohdekohtaisesti esim. kirjallisuudessa esitetyillä lämpötilan korjauskertoimilla tai -kaavoilla. Myös maaperän ominaisuudet on huomioitava tiettyjä kirjallisuustietoja sovellettaessa (esim. orgaanisen hiilen sekä ionisoituvilla yhdisteillä pH:n vaikutus liukenemiseen ja pidätyvyyteen).

Epäorgaanisille aineille kuten metalleille kirjallisuustiedon soveltuvuus ei ole yhtä

<sup>12</sup> Ympäristöhallinto. Pysyvät orgaaniset yhdisteet (POP)

yksiselitteistä, koska nämä esiintyvät ympäristössä hyvin erilaisina yhdisteinä. Eri metalliyhdisteiden ominaisuudet (mm. toksisuus, biosaataavuus, liukoisuus ja sitoutuminen) vaihtelevat merkittävästi ja määräytyvät aina osin ympäristöolosuhteiden perusteella, mistä syystä kirjallisuustiedot eivät välttämättä sovelleta tarkasteltavaan kohteeseen. Tästä syystä tietyt riskinarvioinnin kannalta keskeiset parametrit, kuten metallien liukenemista ja pidentymistä maaperässä kuvaavat  $K_d$ -arvot, tulisi määrittää mahdollisuuksien mukaan aina kohdekohtaisesti (ks. luku 4.7.2).

**Riskinarvioinnissa on tunnettava haitta-aineiden ominaisuudet sekä alkuperäisen päästötapauhtuman yhteydessä että nykyisessä tilanteessa, koska nämä voivat poiketa merkittävästi toisistaan.** Esimerkiksi öljyn ja orgaanisten liuottimien eli ns. NAPL-yhdisteiden (No Aqueous Phase Liquids) kulkeutumista omana nestefaasina tapahtuu lähinnä alkuperäisen päästön yhteydessä. Tällöin kulkeutumiseen vaikuttavat NAPL-faasin fysikaaliset ominaisuudet, kuten tiheys ja viskositeetti. Maahuokosten kokonaan kyllästämä ns. vapaa NAPL-faasi kulkeutuu painovoiman vaikutuksesta alaspäin. Kapillaarivoimien vaikutuksesta osa NAPL:sta pidentyy pisaroina tai pisararykelminä maan huokostilaan ns. jäännösfaasiksi. NAPL-faasi voi myös kulkeutua sivuttaissuunnassa maakerrosten kaltevilla pinnoilla ja kerääntyä lammikoiksi pidentävien kerrosten päälle. Kun päästö on riittävän suuri, NAPL-faasi kulkeutuu koko vajovesikerroksen läpi. Tällöin vettä kevyemmät nestefaasit (LNAPL), kuten bensiini ja dieselöljy kerääntyvät pohjaveden pinnan yläpuoliseen kapillaarikerrokseen ja voivat levitä pohjaveden pinnalla. Vettä raskaammat nesteet (DNAPL), kuten kreosootti ja klooratut liuottimet, voivat päätyä pohjaveden pinnan alapuolelle aina kalliopintaan ja sen mahdollisiin rakoihin saakka. Maaperässä pitkään ollut NAPL-faasi ei sen sijaan enää yleensä kulkeudu merkittävässä määrin omana faasinaan, jolloin kulkeutumista sää-

televät lähinnä sen sisältämien yksittäisten yhdisteiden kemialliset ominaisuudet, kuten liukoisuus ja haihtuvuus. Tällöin esim. NAPL-faasista veteen liukenevalla fraktiolla ei myöskään enää ole samoja fysikaalisia ominaisuuksia kuin itse faasilla (esim. vettä raskaampi liuotinfraasi voi painua alkuperäisessä päästössä pohjaveden pinnan alle, mutta faasista pohjaveteen liukenevalla yhdisteellä ei enää ole samaa tiheysvaikutusta).

Useimpien haitta-aineiden sitoutuminen maa-ainekseen kasvaa ja kulkeutuminen sekä biosaataavuus pienenevät pitkän ajan kuluessa, mikä pääosin vähentää näistä aineista aiheutuvaa riskiä. Muutokset ympäristöolosuhteissa voivat kuitenkin kasvattaa riskiä; esimerkiksi pH:n tai hapetus-pelkistysolojen muuttuminen pitkän ajan kuluessa voi lisätä metallien ja maaperän muokkaus rakentamisen tai kunnostamisen yhteydessä orgaanisten aineiden ja NAPL-faasin kulkeutumista. Olosuhteiden paikallisten tai alueellisten muutosten seurauksena haitta-aineiden käyttäytyminen voi vaihdella myös maaperän eri kerroksissa (ks. luku 4.3.6). Erityisesti biologisen muuntumisen seurauksena maaperässä voi syntyä myös lähtöaineita haitallisempia yhdisteitä (esim. vinyylidikloridia tri- ja tetrakloorieteenin hajoamistuotteena).

Kirjallisuustietoa haitta-aineiden ominaisuuksista, käyttäytymisestä ja vaikutuksista ympäristössä on saatavissa esimerkiksi internetissä olevista tietokannoista<sup>13 14 15 16 17</sup>. Haitta-aineiden ympäristöominaisuuksien yleisiä luokittelukriteerejä on esitetty liitteessä 5 ja suosituksia tiettyjen ominaisuusmuuttujien lähtöarvoista laskennalliseen riskinarviointiin liitteessä 6. Tietojen soveltuvuus kohteeseen on arvioitava tapauskohtaisesti.

<sup>13</sup> Toxicology Data Network. Toxnet.

<sup>14</sup> European Chemicals Agency. Registered substances. U.S. EPA. Integrated Risk Information System. IRIS.

<sup>15</sup> International Programme on Chemical Safety. INCHEM.

<sup>16</sup> U.S. EPA. ECOTOX Database.

<sup>17</sup> Työterveyslaitos. Onnettomuuden vaaraa aiheuttavat aineet -turvallisuusohjeet (OVA-ohjeet).

## Taustapitoisuudet

Taustapitoisuudella tarkoitetaan haitallisten aineiden luontaisia pitoisuuksia tai sellaisia ihmistoiminnan aiheuttamia pitoisuuksia, jotka esiintyvät laaja-alaisesti pilaantuneen alueen ympäristössä ja ovat peräisin useammasta eri päästölähteestä, eivät kohteessa harjoitetusta toiminnasta.

Tietoa taustapitoisuuksista tarvitaan pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointitarpeen tunnistamisessa, mutta sillä voi olla merkitystä myös riskinarvioinnin tavoitteenasetteluun ja vertailuarvoihin (ks. luku 4.6).

Luontaisesti ympäristössä esiintyy lähinnä epäorgaanisia haitta-aineita kuten metalleja ja puolimetalleja. Näiden pitoisuudet vaihtelevat sekä alueellisesti että paikallisesti maa- ja kallioperän mineraalikoostumuksen vaihteluiden seurauksena. Pohja- ja pintavesien luontaiset taustapitoisuudet vaihtelevat lisäksi ajallisesti johtuen esim. kuivien ja kosteiden jaksojen aiheuttamasta vuodeaikaisvaihtelusta.

Useimmat orgaaniset haitta-aineet ovat ihmisen valmistamia synteettisiä aineita, joita ei esiinny ympäristössä luontaisesti. Tosin monia hiilivetyjä esiintyy luontaisesti maaperän orgaanisessa aineksessa, ja joitakin aineita muodostuu esim. metsäpalojen yhteydessä (mm. PAH-yhdisteet). Luontaisesti esiintyvät ja muodostuvat orgaaniset aineet voidaan usein erottaa ihmistoiminnan seurauksena ympäristöön päässeistä aineista aineiden molekyyliarakenteen ja jakaumien perusteella (esim. öljytuotteiden hiilivetykoostumus poikkeaa maaperän luontaisen orgaanisen aineksen koostumuksesta).

Ihmistoiminnan aiheuttamina taustapitoisuuksina maaperässä voidaan pitää lähinnä ilmaskeuman seurauksena kohonneita pitoisuuksia, jotka ovat peräisin useista eri

päästölähteistä. Ilmasta tuleva haitallisten aineiden laskeuma nostaa haitta-ainepitoisuuksia lähinnä maan ylimmässä pintakerroksessa<sup>18 19</sup>. Esimerkiksi Helsingin kaupungin maaperän pintakerroksissa lyijyn, elohopean ja PCB:n taustapitoisuudet ovat suurempia kuin vastaavat mineraalimaan pitoisuudet<sup>20</sup>. Usein laskeumaperäiset haitta-aineet sitoutuvat pintamaan orgaaniseen ainekseen. Vesistöissä ihmistoiminnan aiheuttamat kohonneet taustapitoisuudet ovat seurausta mm. jätevedenpuhdistamoiden, liikenteen sekä maa- ja metsätalouden laaja-alaisista päästöistä. Ihmistoiminnasta peräisin oleva taustapitoisuustaso saattaa muuttua ajan myötä esim. päästöjen vähentymisen seurauksena.

**Tietoa alkuaineiden taustapitoisuuksista suomalaisessa maaperässä saa mm. Geologian tutkimuskeskuksen (GTK) ylläpitämästä valtakunnallisesta taustapitoisuusrekisteristä (TAPIR) sekä muista GTK:n tekemistä selvityksistä ja kartoituksista<sup>22 23 24 25 26</sup>. Valtakunnallisessa taustapitoisuusrekisterissä esitetään useiden alkuaineiden ja joidenkin orgaanisten yhdisteiden taustapitoisuuksien tilastollisia tunnuslukuja alueellisesti (<http://www.gtk.fi/tietopalvelut/palvelukuvaukset/tapir.html>). Taustapitoisuusrekisterissä ilmoitetaan myös suurimmat alueellisesti suositellut taustapitoisuusarvot (SSTP),**

<sup>18</sup> Tarvainen, T. ym. 2006. Alkuaineiden taustapitoisuudet pääkaupunkiseudun kehyskuntien maaperässä.

<sup>19</sup> Tarvainen, T. ym. 2013. Pääkaupunkiseudun maaperän taustapitoisuudet.

<sup>20</sup> Salla, A. 1999. Maaperän haitta-aineiden taustapitoisuudet Helsingissä: eräiden alkuaineiden ja orgaanisten yhdisteryhmien luontaisten ja ilmaperäisten pitoisuuksien summat Helsingin maaperän pintakerroksissa.

<sup>21</sup> Salla, A. 2000. Haitta-aineiden taustapitoisuudet ja laskeumat Helsingin maaperässä.

<sup>22</sup> Geologian tutkimuskeskus. 2013. Taajamageokemia ja geokemialliset taustapitoisuudet.

<sup>23</sup> Lahermo, P., ym. 1990. Suomen geokemian atlas, osa 1: Suomen pohjavesien hydrogeokemiallinen kartoitus.

<sup>24</sup> Koljonen, T. 1992. Suomen geokemian atlas, osa 2: Moreeni.

<sup>25</sup> Lahermo, P. ym. 1996. Suomen geokemian atlas, Osa 3: Ympäristögeokemia - purovedet ja sedimentit.

<sup>26</sup> Tarvainen, T. 2006. Maaperän geokemiallisten kartoitusten tunnuslukuja.

joita voidaan soveltaa suoraan sekä pilaantuneen alueen riskinarvioinnissa että arviointitarpeen tunnistamisessa. SSTP-arvoja suurempien taustapitoisuuksien käyttö edellyttää edustavaan näytteenottoon perustuvaa alueellisesta taustapitoisuusselvitystä ja alueen muun geologisen aineiston luotettavaa tulkintaa. Taustapitoisuuden määrittämistä on ohjeistettu mm. SFS-ISO-standardissa<sup>27</sup>.

Pohja- ja pintavesien taustapitoisuuksista saa tietoa monista valtakunnallisista ja alueellisista tutkimuksista sekä ympäristöhallinnon, GTK:n ja STUK:n tietojärjestelmistä<sup>28</sup>

<sup>29</sup> 30 31.

#### 4.3.4

### Toimintahistoria

Toimintahistorian tunteminen on tärkeää erityisesti alustavien haitta-ainetutkimusten suunnittelussa ja riskinarviointitarpeen tunnistamisessa, mutta historiatietoja sovelletaan myös riskinarvioinnin eri osavaiheissa. **Toimintahistorian perusteella voidaan arvioida mm. sitä, onko kohteessa tutkittu oikeita aineita ja ovatko tehdyt tutkimukset riittäviä aineiden esiintymisen ja alueellisen rajauksen selvittämiseksi.** Tähän liittyen on selvitettävä toiminnan luonne (esim. tuotantoprosessit ja niissä käytetyt, käsitellyt ja varastoidut aineet sekä toiminnassa syntyneiden jätteiden määrä, laatu ja sijoitus) sekä tahalliset ja tahattomat päästöt kuten onnettomuudet ja vuodot. Lisäksi on pyrittävä selvittämään toiminnan ja päästöjen ajankohdat, koska tiedot voivat olla olennaisia mm. arvioitaessa riskien alueellista ja ajallista ulottuvuutta. Myös kohteessa mah-

dollisesti tehdyt maanrakennustyöt, kaivut, läjitykset ja kunnostustoimenpiteet on tärkeä ottaa huomioon.

**Kohdetutkimusten ja riskinarvioinnin kannalta olennaista on tunnistaa myös toimintahistoriaa koskeva epävarmuus ja tiedon puutteet.** Erityisesti pitkään käytössä olleilla kaupunki- tai teollisuusalueilla historiatiedot eivät usein ole riittävän luotettavia haitta-aineiden tarkan alueellisen esiintymisen rajaamiseksi, mikä on otettava huomioon kohdetutkimusten suunnittelussa ja toteutuksessa (ks. luvut 4.4 ja 4.5).

Toimintahistoriaa koskevia tietoja voidaan hankkia mm. kohteen aiemmista tutkimusraporteista, muista selvityksistä ja lupa-asiakirjoista, kartoista ja vanhoista ilmakuvista sekä haastatteluilla.

#### 4.3.5

### Alueen ja lähiympäristön maankäyttö

**Riskinarvioinnissa on otettava huomioon kohteen nykyinen ja/tai suunniteltu tuleva käyttö, joka määrittelee haitta-aineille todennäköisimmin altistuvat väestöryhmät ja eliöt.** Käytännössä riskinarvioinnin lähtökohtana on alueen tuleva käyttö silloin, kun maankäyttöä ollaan muuttamassa. Jos alueen maankäytön muutoksen tai tulevan rakentamisen ajankohta ei ole tiedossa tai se on epävarma, arvioinnissa on tarkasteltava myös alueen käyttöä ennen rakentamista.

Maankäyttömuodon lisäksi arvioinnissa on otettava huomioon alueella ja sen lähiympäristössä olevat erityistoiminnot ja muut kohteet, jotka voivat vaikuttaa riskeihin. Tällaisia ovat mm. pohjavesialueet, luonnon-suojelualueet ja muut suojeltavat luontoarvot, päiväkodit, lasten leikkipaikat ja viljelyalueet sekä vedenottamot ja yksityiskaivot. Tämän lisäksi kiinteistöjen rajat ja omistussuhteet sekä lähialueen muut mahdolliset haitta-aineiden päästölähteet on syytä selvittää, koska näillä voi olla merkitystä riskinarvioinnin tavoitteenasetteluun.

<sup>27</sup> SFS. 2007. SFS-ISO-standardi 19258. Soil quality – Guidance on the determination of background values.

<sup>28</sup> Lahermo, P. ym. 2002. Tuhat kaivoa –Suomen kaivovesien fysikaalis-kemiallinen laatu vuonna 1999.

<sup>29</sup> Karppinen, H. ym. 2012. Haitalliset alkuaineet Kainuun kaivovesissä -hanke 2/2011-12/2012.

<sup>30</sup> Ahonen, M. ym. 2008. Suomalaisen talousveden laatu raakavedestä kuluttajan hanaan vuosina 1999-2007.

<sup>31</sup> Verta, M. ym. 2010. Metallien taustapitoisuudet ja haitallisten aineiden seuranta Suomen pintavesissä – Ehdotus laatunormidirektiivin toimeenpanosta.

Riskinarviointia varten on selvittettävä kohteessa olevat rakennukset, muut rakenteet sekä päällysteet ja kasvillisuus, jotka voivat vaikuttaa haitta-aineiden kulkeutumiseen ja niille altistumiseen. Erityisesti on huomioitava kulkeutumista edistävät johteet, kuten salaojat, sadevesiviemäroinnit ja putki- ja sähkölinjat, sekä kulkeutumista ja altistumista rajoittavat esteet, kuten asfaltoinnit ja rakennusten perustukset. Tämän lisäksi on otettava tarvittaessa huomioon mahdollinen vesistö- tai merivesitulvan tai rankkasateen aiheuttama tulvavaara ja sen vaikutus haitta-aineiden leviämiseen.

Maankäyttöä koskevia tietoja voidaan hankkia kohdekäynnillä sekä erilaisista kaava-asiakirjoista. Näitä ovat mm. kaavakartta kaavamääräyksiin (valmis asemat tai yleiskaava, kaavaehdotus, kaavaluonnos), kaavaselostus, osallistumis- ja arviointisuunnitelmat sekä kuvat, kartat ja muut niihin liittyvät aineistot.

#### 4.3.6

### Maaperäolosuhteet

**Maaperäolosuhteet vaikuttavat haitta-aineiden esiintymiseen ja käyttäytymiseen kohteessa.** Riskinarvioinnissa tarvittavien maaperätietojen laajuus ja tarkkuus vaihtelevat kohteen haitta-aineiden ja arvioinnissa sovellettavien menetelmien mukaan.

Haittojen ja riskien tunnistamista ja alustavaa käsitteellistä mallia laadittaessa tarvittavia tietoja ovat lähinnä maanpinnan korkeustasot ja viettosuunnat, päämaalajit, maakerrosten järjestys ja paksuus sekä alkuperä (luonnonmaa vai täyttömaa). Haittojen ja riskien määrittämistä varten selvittettäviä parametreja voivat olla mm. raekokojakauma, vedenläpäisevyys, huokoisuus, huokosten kyllästysaste (vesipitoisuus), pH, hapetus-pelkistys -olosuhteet (redox-potentiaali), orgaanisen hiilen pitoisuus ja mineraalikoostumus (esim. raudan, alumiinin ja mangaanin oksidit ja saostumat) sekä lämpötila ja sen

vaihtelut. Myös kalliopinnan taso ja viettosuunta sekä kallion rikkonaisuus on tarvittaessa selvittettävä. Tämä koskee erityisesti kohteita, joissa on tai voi olla vettä raskaampia DNAPL-yhdisteitä (ks. luku 4.3.2).

Maaperän fysikaaliset ominaisuudet, kuten raekoko ja vedenläpäisevyys, vaikuttavat erityisesti haitta-aineita kuljettavan veden virtaukseen sekä kaasujen ja nestemäisten kemikaalien kulkeutumiseen. Toisaalta esim. raekokojakauma määrittelee myös maa-aineksen ominaispinta-alan, joka vaikuttaa mm. haitta-aineiden sitoutumiseen ja liukenemiseen. Maaperän kemialliset ominaisuudet säätelevät aineiden esiintymismuotoja, liukenemista ja pidättymistä. Esimerkiksi maaperän orgaaninen hiili ja savimineraalit sitovat useimpia epäorgaanisia ja orgaanisia haitta-aineita, mistä syystä niiden määrä on tärkeää määrittää lähes kaikissa riskinarviointikohteissa. Maaperän pH-redox -suhteet, mineraalikoostumus ja pintavaraus taas säätelevät erityisesti epäorgaanisten aineiden kuten metallien käyttäytymistä. Useimpien metallien liukoisuus kasvaa happamuuden lisääntyessä ja olosuhteiden muuttuessa pelkistäviksi. Negatiivisesti varautuneina anioneina esiintyvät metallit kuitenkin pidätyvät maa-ainekseen paremmin happamissa ja hapettavissa oloissa. Redox-olot vaikuttavat myös orgaanisten haitta-aineiden biohajomiseen.<sup>32</sup>

**Maaperäolosuhteet saattavat vaihdella pienelläkin alueella sekä horisontaalisesti että vertikaalisesti.** Pilaantuneet alueet sijaitsevat usein rakennetussa ympäristössä, jossa ihminen on muokannut ja muuttanut maaperän luontaisia ominaisuuksia. Tällaisilla aluilla luonnon maakerroksia on tyypillisesti poistettu ja tilalle on tuotu laadultaan vaihtelevia täyttömaita, joiden seassa voi olla haitallisia aineita sekä rakennus- ja yhdyskuntajätteitä.

Silloin, kun maaperässä on selvästi toistaan poikkeavia ja eroteltavissa olevia

<sup>32</sup> Heikkinen, P. 2000. Haitta-aineiden sitoutuminen ja kulkeutuminen maaperässä.

kerroksia, maaperän ominaisuuksia voi olla tarkoituksenmukaista selvittää kerroksittain. Tämä on tärkeää sekä täyttömaissa että luonnontilaisessa maaperässä, jossa eri maannoskerrosten ominaisuudet ovat hyvin vaihtelevia<sup>33</sup>. Maaperän ominaisuuksien vaihtelut pohjaveden pinnan ylä- ja alapuolella on otettava myös huomioon. Esimerkiksi orgaanisen hiilen ja muiden haitta-aineita sitovien aineiden (esim. Fe-, Al- ja Mn-saostumat) määrät ovat tyypillisesti suurimpia pintamaan kasvukerroksessa ja ne pienenevät maaperän syvyyssuunnassa. Toisaalta maaperä on myös yleensä happaminta pintamaassa, jossa pH:ta laskee maan orgaaninen aines ja sen hajoaminen. Maaperän redox-potentiaali taas laskee lähinnä maaperän kosteuden lisääntyessä. Kuivien ja kosteiden jaksojen seurauksena maan vesipitoisuuden vaihteluiden aiheuttamat redox-suhteiden muutokset ovat tavallisia erityisesti pintamaassa ja vettä heikosti läpäisevissä maalajeissa. Karkeammissa maalajeissa redox-potentiaali vaihtelee mm. pohjaveden pinnan vaihteluiden seurauksena.

Maaperän ominaisuuksia voidaan määrittää mm. koekuopista tai kairamalla otetuista maaperänäytteistä laboratorioissa sekä kenttähavaintojen ja kirjallisuustietojen perusteella (esim. maalajien geotekninen luokitus). Maakerros- ja kallioperärakenteen selvittämiseksi voidaan hyödyntää kohteesta olemassa olevaa geologista aineistoa, jota voidaan tarkentaa esim. kairauksilla ja geofysikaalisilla mittauksilla.

#### 4.3.7

### Pohja- ja vajovesiolosuhteet

**Riskinarvioinnissa pohjavedellä on merkitystä sekä suojelun kohteena että haitta-aineita kuljettavana väliaineena. Vedenkäytön näkökulmasta pohjaveden suojeluarvo on suurimmillaan vedenhankinnan kannalta tärkeillä ja muilla vedenhankintaan soveltuvilla pohjavesialueilla (ympäristöhallinnon luokituksen luokat I ja II), mistä syystä pilaantuneen alueen sijainti suhteessa pohjavesialueisiin ja niiden muodostumisalueisiin on tärkeä selvittää. Lisäksi on selvitettävä pohjaveden käyttö sekä pohjavesialueilla että näiden ulkopuolella. Tämä tarkoittaa vedenottamoiden, lähteiden ja yksityisten kaivojen (porakaivot ja rengaskaivot) sijainnin ja käytön (määrät ja käyttötapa) selvittämistä.**

Pohjaveden pinnan yläpuolisessa vajovesikerroksessa (kylästymätön vyöhyke) haitta-aineet voivat päätyä pohjaveteen liukenemalla maahan imeytyviin sade- ja sulamisvesiin (vajovesi). Pohjaveteen imeytyvä vajoveden määrä on hyvin läpäisevissä maalajeissa (hiekkä ja sora) tyypillisesti 40-50 % sadannasta. Heikosti läpäisevät pinnat (esim. asfaltointi) ja sadevesien keräily vähentävät imeytymistä. Hienorakeisissa maalajeissa (savi ja siltti) huomattavasti pienempi osa sade- ja sulamisvedestä imeytyy pohjaveteen asti, mutta niiden kuivuessa syntyvä rakoilu voi lisätä imeytymistä merkittävästi. Suurimmat vajoveden virtaamat aiheutuvat syksyn sateiden ja keväisten sulamisvesien seurauksena. Karkeiden maa-ainesten (hiekkä ja sora) suurissa makrohuokosissa vajovesi voi liikkua jopa useita metrejä vuorokaudessa. Kosteiden hienolajitteisten maalajien (savi ja siltti) mikrohuokosissa veden liikenopeus voi olla vain muutamia millimetrejä vuodessa. Moreeneissa on aina sekä makro- että mikrohuokosia, joten ne sekä kuljettavat että varastoivat vettä. Veden nopea virtaus makrohuokosissa rajoittaa useimpien haitta-aineiden liukoisuutta vajoveteen, kun taas mikrohuokosissa hitaasti

<sup>33</sup> Tarvainen, T. ym. 2011. Haitta-aineiden kulkeutumisen arviointi Mansikkakuopan ampumarata-alueella.

liikkuva vajovesi ehtii reagoida maapartikkelin ja haitta-aineiden kanssa.<sup>34 35 36</sup>

Pohjavedessä (kyllästynyt vyöhyke) haitalliset aineet leviävät pohjavesivirtauksen mukana. Pohjavesi on jatkuvassa liikkeessä ja virtaa maaperän vettä johtavissa kerroksissa kohti pohjaveden purkautumiskohtia (pintavedet ja lähteet). Pohjaveden virtaukseen vaikuttavat maaperän vedenjohtavuus kyllästyneessä vyöhykkeessä ja pohjaveden pinnan kaltevuus eli gradientti. Esimerkiksi moreenimuodostumissa pohjaveden pinta noudattaa maanpinnan topografiaa ja gradientti on tyypillisesti tasoa 1/100, kun taas harjumuodostumissa gradientti on tätä selvästi pienempi. Virtausnopeuden vaihtelut ovat tavallisia pienelläkin alueella vettä johtavien maakerrosten epäjatkuvuuksien ja vedenjohtavuuden paikallisten vaihteluiden vuoksi. Luonnossa pohjaveden tehollinen virtausnopeus vaihtelee yleensä rajoissa 1,5 m/v - 15 m/vrk.<sup>37</sup>

**Pohjaveden virtaussuunnat ja -nopeudet on selvitettävä aina, kun haitta-aineita tiedetään tai epäillään olevan pohjavedessä, taikka aineita voi kulkeutua pohjaveteen pitkän ajan kuluessa.** Selvityksessä tarvittavia vähimmäistietoja ovat:

- pohjaveden pinnankorkeudet ja niiden vaihtelut
- maaperän vedenjohtavuus kyllästyneessä vyöhykkeessä ja
- pohjaveden purkautumiskohdat.

Myös pohjaveden geokemialliset ominaisuudet vaikuttavat haitta-aineiden kulkeutumiseen pohjavedessä. Esimerkiksi pohjaveden pH ja redox-potentiaali säätelevät metallien esiintymismuotoja ja sitoutumista kyllästyneessä vyöhykkeessä. Pohjaveteen liuennut orgaaninen hiili ja tietyt epäorgaaniset ionit

voivat puolestaan sitoa itseensä sekä epäorgaanisia että orgaanisia aineita ja siten lisätä näiden kulkeutumista. Redox-suhteilla on keskeinen merkitys myös orgaanisten aineiden biologisessa hajoamisessa, ja geokemiallista tietoa sovelletaan mm. biohajoamisen osoittamisessa.

Pohjavesialueista ja niiden rajauksista tietoa saa mm. ympäristöhallinnon tietojärjestelmistä ja -aineistoista. Pohjavedeksi imeytyvän vajoveden virtaamaa voidaan arvioida mm. alueen sadantatietojen ja maaperän vedenläpäisevyyden perusteella sekä kohteessa toteutetuilla lysimetrimittauksilla. Pohjaveden pinnankorkeuksia mitataan pohjaveden havaintopisteistä (pohjavesiputket, kaivot ja lähteet). Pohjaveden paikallisten virtausnopeuksien ja -suuntien selvittämiseen tarvitaan aina riittävästi havaintopisteitä (alustavissa selvityksissä vähintään kolme). Maaperän vedenjohtavuus voidaan arvioida maalajitietojen perusteella tai määrittää maanäytteistä laboratorioissa tai suoraan kohteessa esim. slug-testillä. Virtauskuvan selvittämisessä voidaan hyödyntää myös alueella aiemmin, esim. vedenhankintaa tai pohjaveden suojelusuunnitelmia varten, mahdollisesti tehtyjä geologisia ja hydrogeologisia tutkimuksia, koepumppauksia ja virtausmallinnuksia. Pohjaveden geokemiallisia parametreja määritetään pohjavesinäytteistä.

Pohjavesitutkimusten suunnittelusta ja käytännön toteutuksesta on esitetty ohjeita mm. Vesiyhdistys ry:n julkaisemassa oppaassa<sup>38</sup>.

#### 4.3.8

### Pintavesiolosuhteet

**Pintavesillä on merkitystä sekä suojelun kohteena että haitta-aineita kuljettavana väliaineena.** Pintavesiin kohdistuvien riskien arvioimiseksi on tärkeä selvittää vesialueiden sijainti sekä näiden mahdollinen ekologinen

<sup>34</sup> Hänninen, P. ym. 2010. Vajovesivyöhykkeen makrohuokokset ja oikovirtausreitit.

<sup>35</sup> Hänninen, P. ym. 2000. Suomen maaperän vedenjohtavuus.

<sup>36</sup> Rantamäki, M. ym. 1997. Geotekniikka..

<sup>37</sup> Korkka-Niemi, K. ja Salonen, V. 1996. Maanalaiset vedet: pohjavesigeologian perusteet.

<sup>38</sup> Kinnunen, T. (toim.) 2005. Pohjavesitutkimusopas - käytännön ohjeita.



merkitys ja käyttö esim. vedenhankinta-, virkistys- tai kalastusalueena.

Haitta-aineet voivat kulkeutua maaperästä pintavesiin joko huuhtoutumalla pintavalunnan (ml. pintakerrosvalunta ja hulevedet) tai vesistöön purkautuvan pohjaveden välityksellä. Pintavesipäästöjen arviointia varten on selvitettävä näiden vesien virtaamat ja purkautumispaikat. Pintavaluntaan vaikuttavat mm. sadanta ja sen vaihtelut, pintamaan kaltevuus ja laatu, läpäisemättömät pinnat (esim. tiealueiden asfaltointi ja rakennukset) ja kasvillisuus, sadevesien viemärointi ja ojat. Olennaista on arvioida se osuus pintavalunnasta, joka voi sisältää haitallisia aineita.

**Haitta-aineita sisältävän pintavalunnan ja pohjaveden sekoittuminen pintaveteen on keskeinen tekijä arvioitaessa pintavesiin kohdistuvaa riskiä.** Purkuveden virtaaman kasvaessa myös sekoittumissuhde kasvaa, mikä vastaavasti pienentää riskiä. Pintavesissä virtaamiin vaikuttavat mm. sadanta sekä valuma-alueen koko, muoto ja pintavesien määrä. Laajoilla valuma-alueilla, järvisä ja suurissa jokiuomissa virtaamien ajalliset vaihtelut ovat tyypillisesti maltillisia, kun taas pienillä valuma-alueilla ja pienissä uomissa vaihtelut voivat olla hyvinkin suuria<sup>39</sup>.

Pintavalunnan ja purkuvesistön virtaamisen lisäksi myös vesien kemiallinen koostumus (esim. liuenneet epäorgaaniset ionit ja orgaaninen hiili) sekä vesistön sedimentaatioprosessit voivat vaikuttaa pintavesiriskeihin ja ne on tarvittaessa otettava huomioon.

Pintavalunnan määrää voidaan arvioida mm. vesitaselaskelmien ja valumakertoimien avulla alueen ilmasto- ja maaperätietoja hyödyntäen. Tämän lisäksi virtaamia voidaan määrittää erilaisin virtausmittauksin (esim. mittapadot). Pintavesien kemiallisia ominaisuuksia arvioidaan vesinäytteistä.

<sup>39</sup> Korhonen J. 2007. Suomen vesistöjen virtaaman ja vedenkorkeuden vaihtelut.

#### 4.4

### Käsitteellinen malli

Pilaantuneen alueen haitta-aineita ja ympäristöolosuhteita koskevien tietojen perusteella muodostetaan kohteen käsitteellinen malli (engl. conceptual site model). Käsitteellinen malli on riskinarvioinnin perustyökalu, jolla hankittuja kohdetietoja voidaan systemaattisesti tarkastella ja dokumentoida riskinarvioinnin tarpeita ajatellen. **Käsitteellinen malli luo pohjan arvioinnin kohdentamiselle ja riskien määrittämiselle sekä mahdollisen riskinhallinnan suunnittelulle.** Käsitteelliseen malliin sisältyviä asioita voidaan tarkastella myös riskinarvioinnin muissa vaiheissa, jos se on arvioinnin toteutuksen tai dokumentoinnin kannalta tarkoituksenmukaista.

**Kohteen alustava käsitteellinen malli tulisi laatia jo ennen ensimmäisiä kohdetutkimuksia** toimintahistorian ja kohteesta valmiina olevien aineistojen perusteella. Tämä on olennaista, jotta kohdetutkimukset voidaan suunnitella tarkoituksenmukaisesti. Arviointi- ja suunnitteluprosessin edetessä käsitteellistä mallia tarkennetaan kohteesta saatavan lisätiedon ja arviointitulosten perusteella.

#### 4.4.1

### Tavoitteet, rajaukset ja tarkkuus

**Käsitteellisessä mallissa kuvataan haitta-aineiden päästö- ja altistumislähteet, aineiden mahdolliset ja todennäköiset kulkeutumisreitit sekä niille mahdollisesti altistuvat kohteet, kuten:**

- haitta-aineet ylimmässä pintamaassa
- haitta-aineet pintamaan alapuolisessa vajovesivyöhykkeessä
- haitta-aineet pohjaveden pinnan alapuolella
- kulkeutuminen pintavalunnan mukana
- haitta-aineet erillisfaasina (NAPL); jäännösfaasi ja vapaa faasi

- kulkeutuminen vajovesivyöhykkeessä veden mukana ja kaasuna
- kulkeutuminen erillisfaasina
- kulkeutuminen pohja- ja pintavesiin
- kulkeutuminen ulko- ja sisäilmaan kaasuna tai pölyn mukana
- kulkeutuminen pohjavedessä, pintavesissä ja ilmassa
- kertyminen vesistön pohjasedimenttiin
- kertyminen kasveihin ja eläimiin
- ihmisen ja eliöstön suora altistuminen maasta suun tai ihon kautta
- ihmisen ja eliöstön altistuminen pohja- tai pintaveden kautta
- ihmisen ja eliöstön altistuminen hengitysilman kautta ja
- ihmisen ja eliöstön altistuminen ravinnon kautta.

Käsitteellisen mallin laatimisessa on ymmärrettävä **haitta-aineiden fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet sekä ne kohdekohtaiset tekijät, jotka säätelevät aineiden päätymistä eri kulkeutumis- ja altistumisreiteille** (ks. luku 4.3). Keskeisimpiä haitta-aineiden ominaisuuksia ovat haihtuvuus, vesiliukoisuus, pidentyvyys, kertyvyys ja hajoavuus. Tärkeitä kohteen ominaisuuksia ovat mm., maaperä-, pohjavesi- ja pintavesiolosuhteet, haitta-ainelähteiden horisontaalinen ja vertikaalinen ulottuvuus, haitta-aineiden mahdollinen esiintyminen pohjaveden pinnan alapuolella ja erillisfaaseina, haitta-aineiden leviämistä ja altistumista rajoittavat esteet sekä kulkeutumista edistävät johteet.

Esimerkiksi ihmisellä, maanpinnalla elävillä nisäkkäillä ja linnuilla suora altistuminen haitta-aineille on mahdollista vain ylimpään pintamaahan pidentyneille aineille alueen peittämättömissä osissa, jollei maata kaiveta. Kasvien ja maaperäeliöstön altistumien taas rajoittuu yleensä pintamaan kasvukerrokseen. Peittämättömään pintamaahan sitoutuneet aineet voivat myös levitä maapölyn mukana tai huuhtoutua pintavaluntaan. Maaperän syvemmissä kerroksissa ja peitetyillä

kuten asfaltoiduilla osa-alueilla altistuminen edellyttää haitta-aineiden kulkeutumista altistumisreiteille veden mukana tai kaasuna. Pohjaveden pinnan yläpuolella maaperään sitoutuneiden aineiden kulkeutuminen pohjaveteen edellyttää, että sade- ja sulamisvedet pääsevät huuhtomaan ja kuljettamaan aineita. Maaperän vettä läpäisevien ja pidättävien kerrosten vaihtelut sekä tekniset rakenteet vaikuttavat osaltaan aineiden liukenemiseen ja kulkeutumiseen. Pohjaveden pinnan alapuolella olevat aineet liukenevat suoraan pohjaveteen, jolloin vajovesikerroksen maaperäolosuhteilla ei ole niin suurta merkitystä kulkeutumiseen, vaikka ne osaltaan vaikuttavatkin esim. pohjaveden happi- ja redoxolosuhteisiin.

**Käsitteelliseltä mallilta vaadittava tarkkuus määräytyy riskinarvioinnin ja -hallinnan tavoitteiden mukaisesti.** Esimerkiksi altistumisen arvioinnissa haitta-aineiden horisontaalisen tai vertikaalisen levinneisyyden tarkka rajausta ei ole välttämättä tarpeen, jos vain tietty osa haitta-ainelähteestä vaikuttaa altistumiseen. Tämä voi tarkoittaa esim. sitä osuutta pintamaan haitta-ainelähteestä, jota ei ole peitetty, joka sijaitsee asuintontilla tai jolla kasvatetaan ravintokasveja. **Haittojen ja riskien määrittäminen tunnistetuilla altistumisreiteillä edellyttää siten tietoa vain näitä kohteen osa-alueita edustavista haitta-ainepitoisuuksista, eikä aineiden alueellisella ja kautumisella tämän osa-alueen sisällä tai sen ulkopuolella ole merkitystä** (ks. luvut 4.5.2 ja 4.5.3). Toisaalta on huomioitava, että samalla alueella voi esiintyä useita erillisiä päästö- ja altistumislähteitä, joiden aiheuttamat haitat ja riskit voivat kohdistuvat yhteen tai useampaan kohteeseen.

Haitta-ainelähteen **mahdollisimman tarkkaan alueelliseen rajaukseen on pyrittävä aina haitta-aineiden kokonaismääriä arvioitaessa.** Tällä on merkitystä erityisesti mahdollisen kunnostuksen suunnittelussa. Vaikka haitta-aineiden kokonaismäärät vaikuttavat myös mahdollisten vesi- ja ilmapäästöjen

suuruuteen, päästöjen ja niistä aiheutuvien riskien arviointi ja -hallinta voidaan usein toteuttaa ilman tarkkaa tietoa kokonaismääristä kohdistamalla pitoisuusmittaukset ja -arviot suoraan tunnistetuille kulkeutumisreiteille (ks. luvut 4.5.5-4.5.7 ja 4.6.3-4.6.5)

Myös **tiedot alueen toimintahistoriasta ja alkuperäisten päästötapahtumien luonteesta vaikuttavat siihen, kuinka tarkkaan käsitykseen päästö- ja altistumislähteiden alueellisessa rajauksessa kannattaa pyrkiä.** Kohteissa, joissa toiminta- ja päästöhistoria ovat tarkkaan tiedossa, kohdetutkimukset voidaan yleensä kohdistaa suoraan oikeille alueille, ja haitta-aineiden alueellinen raja on suhteellisen yksinkertaisesti toteutettavissa. Tällaisia kohteita ovat mm. polttoainesten jakelupisteet ja muut vastaavat alueet, joissa pilaantuneisuus on peräisin tiedossa olevista öljy- tai kemikaalivuodoista, sekä muut alueellisesti tarkkaan rajattavissa olevat haitta-aineiden ja jätteiden käsittely- ja varastointialueet. Alueilla, joilla on pitkä toimintahistoria, päästötiedot eivät yleensä ole yhtä täsmällisiä, eikä haitta-aineiden tarkka alueellinen raja välttämättä ole mahdollista edes suurilla tutkimusresursseilla. Myös mahdolliset maansiirrot alueen sisällä vaikeuttavat haitta-ainelähteiden tarkkaa rajausta. Tällaisissa kohteissa käsitteellinen malli on usein tarkoituksenmukaisempaa laatia kohdistamalla tutkimukset suoraan tunnistetuille kulkeutumis- ja altistumisreiteille (ks. luku 4.5). Käytännössä käsitteellinen mallin laatimisessa on yleensä perusteltua yhdistää molempia lähestymistapoja, jolloin kohdetutkimuksilla pyritään sekä haitta-ainelähteiden alueellisen rajaukseen että kulkeutumis- ja altistumisreittejä edustavien pitoisuuksien määrittämiseen.

**Käsitteellisen mallin laatimisessa on tärkeää ottaa alusta asti huomioon myös riskinhallinnan tarpeet.** Esimerkiksi, jos alueella todetaan puhdistustarve jo alustavien tutkimusten perusteella, alueen nykyistä pilaantuneisuutta kuvaavan käsitteellisen mallin tarkentaminen riskinarvioinnin yhteydessä ei

ole välttämättä tarkoituksenmukaista. Tällöin käsitteellistä mallia voidaan kuitenkin joutua tarkentamaan osana kunnostuksen suunnittelua ja toteutusta. Kunnostettavissa kohteissa käsitteellisen mallin keskeisenä lähtökohdaksi tulee toisaalta olla kuvaus tilanteesta kunnostuksen jälkeen<sup>40</sup>. **Erityisesti silloin, kun maaperään riskinarvioinnin perusteella jätetään merkittäviä määriä haitta-aineita, käsitteellisen mallin tulisi olla aina riittävän yksityiskohtainen.** Tämä on tärkeää, jotta arviointitulosten hyödyntäminen jatkossa esim. maankäytön ja kiinteistön omistussuhteiden muutostilanteissa tai alueen rakentamisen ja kunnallisteknisten töiden yhteydessä olisi mahdollisimman helppoa.

#### 4.4.2

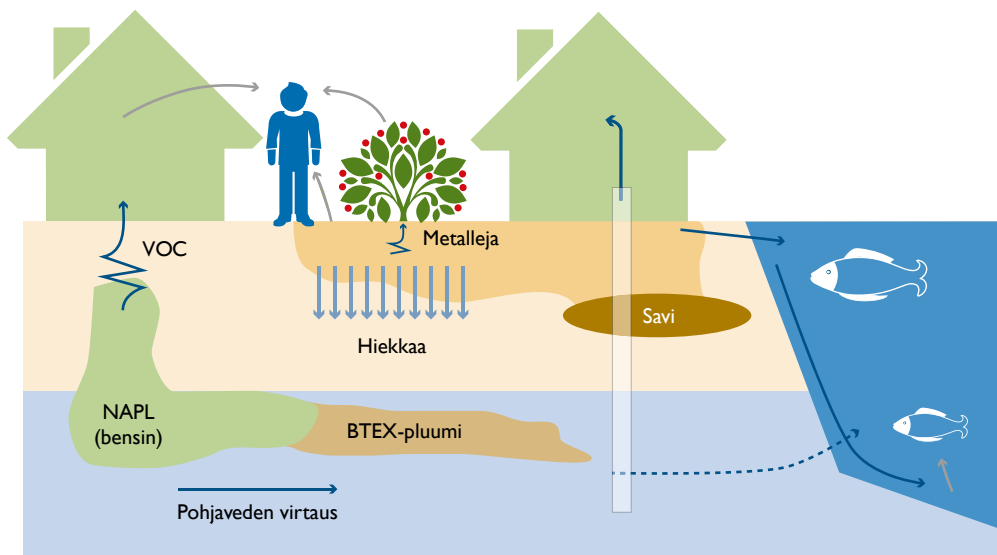
### Esitystapa

**Käsitteellinen malli on pyrittävä esittämään aina sekä sanallisesti että graafisesti.** Tässä tavoitteena on tietojen mahdollisimman selkeä ja informatiivinen kuvaus. Graafinen esitystapa voidaan toteuttaa mm. karttojen, leikkauspiirrosten ja kaavioiden avulla. Alustavassa käsitteellisessä mallissa kuvilla ja kaavioilla voidaan esittää mm. päästö- ja altistumislähteiden alueellinen raja, haitta-aineiden mahdolliset kulkeutumisreitit sekä altistujat (kuva 4). Tarkennetussa käsitteellisessä mallissa kartoilla ja leikkauskuvissa voidaan esittää myös alueen hydrogeologiset tiedot, kuten maaperän kerrosrakenne ja pohjaveden pinnantas, sekä tiedot niistä näytepisteistä, joiden perusteella päästö- ja altistumislähteen raja on tehty (mm. näytepisteiden sijainti, numerointi, näytteenotto-syvyys ja analysoidut pitoisuudet, pohjavesiputkien siiviläosien pituudet). Tämän lisäksi haittojen ja riskien määrittämiseksi tarvittava käsitteellinen malli voi sisältää tunnistettujen kulkeutumis- ja altistumisreittien perusteella rajatut arviointialueet (ks. luku 4.5.2).

<sup>40</sup> Järvinen, K. ym. 2010. Pilaantuneen alueen kunnostuksen yleissuunnitelma.

Pilaantuneen alueen suunnittelukohteissa tyypillisesti käytettävät tutkimuskartat ja muut piirustukset ovat osa käsitteellisen mallin graafista esitystä. Tutkimustulosten esittäminen leikkauspiirustuksena on kuitenkin yleensä tavanomaista karttakastelua informatiivisempi tapa riskinarvioinnin tarpeita ajatellen. Leikkaukset ovat

erityisen havainnollisia silloin, kun päästölähteen syvyysuuntainen ulottuvuus on laaja tai se esiintyy kokonaan tai osittain pohjaveden pinnan alapuolella. Myös olemassa oleva pohjaveden haitta-ainepilvi on aina pyrittävä rajaamaan ja kuvaamaan paitsi horisontaalisesti myös vertikaalisesti (ks. liite 11).



Kuva 5. Esimerkki alustavasta käsitteellisestä mallista, johon on merkitty tunnistetut haitta-ainelähteet sekä kulkeutumis- ja altistumisreitit.



YHA-Kuvapankki / Riku Lumiaro

#### 4.5

### Kohdetutkimukset ja arviointimenetelmät riskinarvioinnissa

Kun haitta-aineiden olennaiset lähteet, kulkeutumisreitit sekä niille altistuvat kohteet on tunnistettu, määritetään niitä koskevien haittojen ja riskien suuruus. Tämä tarkoittaa **kvantitatiivista arviota kulkeutumisen ja altistumisen tasosta sekä näiden seurauksena aiheutuvista vaikutuksista ympäristölle ja terveydelle**. Toteutustapa ja menetelmät haittojen ja riskien määrittämiseksi valitaan tapauskohtaisesti. Käytännössä arvion perustana ovat pitoisuusmittauksista, muista haitta-aine- ja kohdetutkimuksista sekä näiden pohjalta tehdyistä laskelmista saatujen tulosten vertaaminen erilaisiin vertailuarvoihin (ks. luku 4.6). Tässä vaiheessa myös arvioinnin tavoitteenasettelua ja arviointikohteiden rajausta joudutaan usein edelleen tarkentamaan. Tämä voi edellyttää myös aiemmin tehtyjen kohdetutkimusten täydentämistä.

**Haittojen ja riskien määrittäminen voidaan toteuttaa vaiheittain tarkentuvana prosessina**, jolloin sen ensimmäisessä vaiheessa tuotetaan *varovainen* eli haittoja ja riskejä todennäköisesti yliarvioiva *konservatiivinen* arvio. Jos haitat ja riskit tällaisen tarkastelun perusteella ovat pieniä, niiden tarkempaan määrittämiseen ei ole välttämättä tarvetta. Käytännössä arvioissa voidaan pyrkiä suoraan myös mahdollisimman *todenmukaiseen* eli *realistiseen* arviointitulokseen edustavien pitoisuusmittausten ja muiden määritysten perusteella. Kolmas ja **usein havainnollisin tapa on tuottaa samanaikaisesti sekä mahdollisimman todenmukainen että tätä varovaisempi arvio haittojen ja riskien suuruudesta**.

Mitä suurempina tunnistettuja haittoja ja riskejä voidaan pitää (riskipotentiaali) ja mitä tarkempaan arvioon niistä pyritään, sitä yksityiskohtaisempaa, monipuolisempaa ja luotettavampaa tietoa arvioinnilta tulee

edellyttää (engl. weight of evidence). Tämä vaikuttaa suoraan myös kohdetutkimuksiin ja arviointimenetelmien valintaan. Kohteen riskipotentiaaliin vaikuttavat haitta-aineiden ominaisuudet, kokonaismäärät ja pitoisuudet, alueen maankäyttö sekä ympäristöolosuhteet.

Seuraavassa on käsitelty riskinarvioinnin keskeisiä haitta-ainetutkimuksia ja näytteenoton edustavuutta sekä laskennallisen arvioinnin yleisiä periaatteita. Riskinarvioinnin yleisiä vertailuarvoja ja niiden soveltamista on tarkasteltu luvussa 4.6. **Kohdetutkimusten osalta tekstissä korostetaan riskinarvioinnin tavoitteiden kannalta olennaista näytteenoton suunnittelua ja kohdentamista.** Näytteenototekniikoita, laadunvarmistusta sekä muita kohdetutkimusten näkökohtia ja vaatimuksia on selostettu tarkemmin muissa julkaisussa kuten ”Hyvät käytännöt pilaantuneiden maiden kenttätutkimuksissa”<sup>41</sup>. Aiheesta on annettu myös monia standardeja, joista esimerkiksi maaperän tutkimusmenetelmät on julkaistu neliosaisena kirjasarjana<sup>42</sup>. **Liitteessä 4 on esitetty suosituksia haitallisten aineiden määrittämisessä käytettävistä standardimenetelmistä.**

Lisätietoa kohdetutkimuksista ja muista riskinarvioinnin menetelmistä on saatavissa lukuisista kirjallisuuslähteistä. Esimerkiksi Yhdysvaltojen ympäristöviraston verkkosivuilla on paljon perustietoa riskinarvioinnista ja linkkejä riskinarvioinnin kirjallisuuslähteisiin, työkaluihin ja oppaisiin<sup>43</sup>. Myös kaivos toiminnan ympäristö- ja terveysvaikutusten arviointia koskevan MINERA-hankkeen internetsivuilla<sup>44</sup> ja julkaisussa<sup>45</sup> on esitetty runsaasti tietoa ja esimerkkejä riskinarvioinnin menetelmistä ja toteutuksesta.

<sup>41</sup> Lepistö, J. ym. 2014. Hyvät käytännöt pilaantuneiden maiden kenttätutkimuksissa.

<sup>42</sup> SFS 2012. SFS-käsikirja 190-2.

<sup>43</sup> U.S.EPA. Risk Assessment.

<sup>44</sup> Opasnet.. Minera-hanke.

<sup>45</sup> Kauppila, T. ym. 2013. Metallikaivosalueiden ympäristöriskinarviointiosaamisen kehittäminen: MINERA-hankkeen loppuraportti.

#### 4.5.1

### Näytteenoton suunnittelu ja toteutus

**Riskinarvioinnin tärkeimmät lähtötiedot perustuvat näytteenottoon.** Näytteenottoa voidaan kohdistaa eri ympäristönosiin ja mahdollisiin altistujiin (maaperä, huokoskaasu ja -vesi, pohja- ja pintavesi, sedimentit, ulkoilma ja rakennusten sisäilma, eliöstö ja ihminen). Tutkimuksissa voidaan selvittää mm. haitta-aineiden pitoisuuksia, liukoisuutta, pidentymistä, esiintymismuotoja, muuntumista, hajoamista ja myrkyllisyyttä. Näytteistä voidaan määrittää myös muita näytematriisin kemiallisia ja fysikaalisia ominaisuuksia. Jotta näytteenotto voidaan suunnitella ja sen tuloksia soveltaa oikein, on tärkeä ymmärtää, mihin tarkoitukseen ja miten näytteenotto tehdään tai on tehty.

Näytteenoton osuus kohdetutkimusten kokonaispävarmuudesta on usein merkittävä. Virhelähteiden minimoimiseksi ja tutkimustulosten käyttökelpoisuuden varmistamiseksi näytteenoton tulee perustua aina näytteenottosuunnitelmaan. Siinä tulee määritellä mm.:

- näytteenoton tavoitteet ja kohteet
- näytteenottomalli ja -tapa
- näytteenottopaikat ja näytteiden laatu
- näytteenottomenetelmät
- näytteiden käsittely, kuljetus ja varastointi
- tutkimus- ja analyysimenetelmät
- tulosten käsittely ja raportointi sekä
- laadunvarmistus.

Näytteenottosuunnitelman laatimista on ohjeistettu standardeissa SFS-EN 14899<sup>46</sup> ja SFS-ISO 10381-1<sup>47</sup> sekä monissa muissa julkaisuissa<sup>48</sup>.

<sup>46</sup> SFS 2006. Jätteiden karakterisointi. Jätemateriaalien näytteenotto: kehys näytteenottosuunnitelman esivalmisteluun ja sovellukseen.

<sup>47</sup> SFS 2006. Maaperän laatu. Näytteenotto. Osa 1: Opas näytteenotto-ohjelmien suunnitteluun.

<sup>48</sup> U.S. EPA. 2000. Data Quality Objectives Process for Hazardous Waste Site Investigations.

**Näytteenoton tavoitteiden määrittely on suunnitelman tärkein vaihe** ja se määrittelee lähtökohdat myös näytteenoton toteutukselle. **Tavoitteet määriytyvät sen mukaan, mihin näytteenoton tuloksia on tarkoitus käyttää.** Esimerkiksi kohteen alustavissa haitta-ainetutkimuksissa näytteenoton tarkoitus ja toteutus yleensä poikkeavat haittojen ja riskien määrittämiseen tarvittavasta näytteenotosta. Toisaalta jo ensimmäisessä tutkimuksessa voidaan pyrkiä ottamaan riskinarvioinnin tarpeet riittävällä tavalla huomioon, jolloin voidaan välttää ylimääräisiltä tutkimuskierroksilta. Näytteenoton yleisen tavoitteen (esim. kohteen pilaantuneisuuden laajuuden tai puhdistustarpeen selvittäminen) lisäksi näytteenottosuunnitelmassa on määriteltävä aina myös yksityiskohtaisemmat tekniset tavoitteet (esim. tietyn haitta-aineen edustava pitoisuus tietyllä arviointialueella).

Näytteenottomalli ja näytepisteiden sijoittaminen eli **näytteenottostrategia voi perustua** erilaisiin **satunnaisotantamenetelmiin** (esim. yksinkertainen, ositettu tai systemaattinen satunnaisotanta) **sekä tietoon tai asiantuntija-arvioon.** Samalla on **pohdittava sitä, mikä on riittävä näytepisteiden määrää, oikea näytteenottosyvyys, tarkoituksenmukaisin näytetyyppi (yksittäisnäyte vai kokoomanäyte) sekä tarvittava näytteen tai osanäytteen massa tai tilavuus.** Näytteenoton tavoitteet ja sen tuloksilta edellytettävä luotettavuus sekä näytteenoton toteutuksen tekniset ja taloudelliset edellytykset vaikuttavat siihen, mikä näytteenottostrategia kohteessa on tarkoituksenmukaisin. Pilaantuneen alueen tutkimuksissa eri lähestymistapoja on yleensä järkevää yhdistellä.

Näytteenoton teknisessä toteutuksessa voidaan soveltaa mm. koekuoppia, kairauksia, havaintoputkia ja erilaisia näytteenottimia. Näytteenottotekniikoiden valinta riippuu mm. kohteen ympäristöolosuhteista, tutkittavasta materiaalista sekä tutkittavien haitta-aineiden esiintymissyvyydestä ja ominaisuuksista. Tarkoitukseen parhaiten soveltuvien näytteenot-

tomenetelmien valinta ja näytteenoton onnistunut toteutus edellyttävät näytteenotosta vastaavalta henkilöltä sekä näytteenottajalta riittävää pätevyyttä. Tutkimuksen aikana tulisi varautua myös mahdollisuuteen ohjata tutkimusta ja täydentää laadittua näytteenottosuunnitelmaa kentällä saadun tiedon perusteella. Tämä säästää aikaa ja kustannuksia.

Näytteiden analyysimenetelmiin liittyy ominaisuuksia, jotka tulee tunnistaa ja huomioida mittaustuloksia tulkittaessa ja hyödynnettäessä. Tällaisia ovat mm. menetelmän kyky mitata juuri tiettyä ainetta (spesifisyys, selektiivisyys), sen pitoisuuden muutoksia (herkkyys, tarkkuus) ja eri pitoisuustasoja (toeamisraja, mittausalue). Kenttämittareilla saadut mittaustulokset poikkeavat lisäksi usein laboratoriomenetelmillä saaduista tuloksista, joten ne pitää osin varmistaa laboratoriossa. Myös kenttämittarien soveltuvuuteen ja kalibrointiin on kiinnitettävä huomiota.

Näytteiden analysoimiseksi on käytettävä laboratorioita, joilla on ko. tarpeeseen akkreditoituja tai niitä luotettavuudeltaan vastaavia analyysimenetelmiä ja laatujärjestelmä (ks. liite 4). Akkreditointi tai laatujärjestelmä ei kuitenkaan yksin takaa tulosten laatua ja käyttökelpoisuutta, mistä syystä näytteenotto olisi aina syytä suunnitella yhteistyössä näytteitä analysoivan laboratorion kanssa. Luotettavien ja vertailukelpoisten tulosten kannalta on myös tärkeää, että laboratoriot osallistuvat säännöllisesti esim. SYKEN järjestämiin vertailukokeisiin.

**Luotettava näytteenotto edellyttää koko näytteenottoketjun laadunvarmistusta,** johon edellä mainittujen tekijöiden lisäksi sisältyvät näytteiden oikein suunniteltu ja toteutettu esikäsittely, kuljetus ja varastointi sekä kenttätöskentelyn huolellinen dokumentointi. Dokumentointiin tulee sisältyä mm. yksityiskohtainen kuvaus siitä, mistä, miten, koska ja kuka näytteen on ottanut ja tämän tiedon on siirryttävä näytteen analyysitulosten mukana. Myös laaduntarkkailunäytteet (esim. nollanäyte, jaettu näyte ja

rinnakkaisnäyte) ovat tärkeä osa laadunvarmistusta. Niillä voidaan osoittaa mm. näytteenottovälineiden, esikäsittelyn ja laboratoriotoiminnan toimivuutta sekä näytteenoton toistettavuutta.

#### 4.5.2

### Näytteenoton edustavuus

Näytteenoton edustavuus määrittelee, mitä ja miten näytteenoton tuloksia riskinarvioinnissa tulisi soveltaa. **Edustava näytteenotto tarkoittaa näytteenottoa, jonka perusteella voidaan tehdä riittävän luotettavia päätelmiä sen ympäristönsä ominaisuuksista, josta näytteitä on otettu.** Edustava näytteenotto tuottaa siten tarkoitukseen soveltuvia, tieteellisesti perusteltuja ja toistettavia tuloksia. Esimerkiksi haitta-aineiden pitoisuuksien suhteen edustavan maanäytteen tulisi sisältää tutkittavia haitta-aineita mahdollisimman samassa suhteessa kuin ne todellisuudessa esiintyvät tutkittavan alueen maaperässä. Teknisesti oikein suoritettu näytteenotto, näytteenottajan pätevyys tai suuri näytemäärä eivät itsessään takaa näytteenoton edustavuutta, vaan edustavuus on aina usean osatekijän summa.

**Jotta näytteenotto voi olla edustavaa, se on suunniteltava järjestelmällisesti.** Näytteenoton järjestelmällisessä suunnittelussa ja edustavuuden varmistamisessa keskeiset lähtökohdat ja tutkimuskysymykset ovat<sup>49</sup>

- 1) Näytteenoton tavoite  
→ Mihin kysymyksiin näytteenotolla halutaan saada vastauksia?
- 2) Näytteenoton alueellinen raja  
→ Mitä aluetta, massaa tai muuta kohdetta kysymykset koskevat?
- 3) Näytteenoton luotettavuus  
→ Mikä on vastausten hyväksyttävä epävarmuus, mistä epävarmuus muodostuu ja miten sitä voidaan vähentää?

<sup>49</sup> U.S. EPA. 2000. Data Quality Objectives Process for Hazardous Waste Site Investigations.

#### 4.5.2.1

### Näytteenoton tavoitteet ja tutkimuskysymykset

**Näyte voi olla edustava vain, jos sen perusteella voidaan riittävän luotettavasti vastata kysymykseen, johon sillä haetaan vastausta.** Edustavan näytteenoton suunnittelun kannalta tavoitteiden määrittely yksiselitteisten ja riittävän yksityiskohtaisten kysymysten kautta on siksi ensiarvoisen tärkeää. Muussa tapauksessa ei ole mahdollista tietää, mitä näytteiden on tarkoitus edustaa ja kuinka ne voidaan ottaa siten, että ne edustavat riittäväällä tarkkuudella tutkittavaa kohdetta<sup>50</sup>.

Toisaalta on tärkeä ymmärtää, että **yhden tavoitteen ja kysymyksen suhteen edustava näyte ei ole välttämättä edustava toisessa tarkoituksessa.** Esimerkiksi kohteen ensimmäisissä tutkimuksissa näytteenotto suunnitellaan historia- ja esiselvityksen perusteella ja sen tarkoituksena on yleensä tunnistaa kohteen haitta-aineet ja riskinarvioinnin tarve tai rajata haitta-aineiden alueellista esiintymistä ja mahdollisia päästölähteitä. Tällaisen tutkimuksen tulokset eivät usein sellaisenaan ole edustavia haittojen ja riskien määrittämiseksi, jollei näitä riskinarvioinnin vaatimuksia ole otettu huomioon tutkimusten suunnittelussa etukäteen. Haittojen ja riskien määrittämisessä edustavan näytteenoton tavoitteena voi olla esimerkiksi:

- haitta-aineen keskimääräisen pitoisuuden määrittäminen tietyllä altistumisreitillä
- pitoisuusmuutoksen arvioiminen tarkastelupisteessä tietyssä aikana tai
- haitta-aineen jo tapahtuneen kulkeutumisen todentaminen.

Tutkimuskysymysten ja tavoitteenasettelun onnistumisen kannalta työn toteuttajan (suunnittelija) tulisi pyrkiä ottamaan suunnitteluprosessissa huomioon myös työn tilaajan ja viranomaisen näkemykset silloin, kun se on päätöksenteon kannalta tarkoituksenmukaista. (ks. esim. luku 4.6.1)

<sup>50</sup> Ramsey, C. & Hewitt, A. 2005. A Methodology for Assessing Sample Representativeness.



#### 4.5.2.2

##### Näytteenotto- ja arviointialueet

Toinen keskeinen lähtökohta edustavuuden varmistamisessa on määritellä ja rajata ne kohteen osa-alueet, joita edellä mainitut tavoitteet ja kysymykset koskevat. Riskinarvioinnissa näitä osa-alueita voidaan kutsua arviointialueiksi (kuva 6).

Arviointialueen rajaaminen määräytyy tapauskohtaisesti riskinarvioinnin tavoitteiden mukaisesti. **Haittojen ja riskien määrittämisessä näytteenotto kohdistetaan ensisijaisesti niille kohteen osa-alueille, joiden kautta haitta-aineiden kulkeutuminen tai niille altistuminen on mahdollista, taikka niihin kohteisiin ja altistujiin, joissa oletetut vaikutukset ilmenevät.** Riskinarvioinnin tarpeisiin rajattu arviointi- ja näytteenottoalue voi olla esimerkiksi:

- asuintontin tai leikkipaikan pintamaa
- viheralueen kasvukerros
- aiempien tutkimusten perusteella alustavasti rajattu päästölähde
- pohjavesi sekoittumiskerroksessa todetun päästölähteen alapuolella
- pohjaveden olemassa oleva haitta-ainepilvu
- pohjaveden tarkkailupiste, jossa seurataan pitoisuuden muutosta
- alueen läpi kulkevan ojan pintavesi
- pintavesi purkuvesistön sekoittumisvyöhykkeessä
- huokoskaasu rakennuksen pohjalaatan alapuolisessa maaperässä
- rakennuksen asuintilan sisäilma tai
- alueella kasvatetut ravintokasvit.

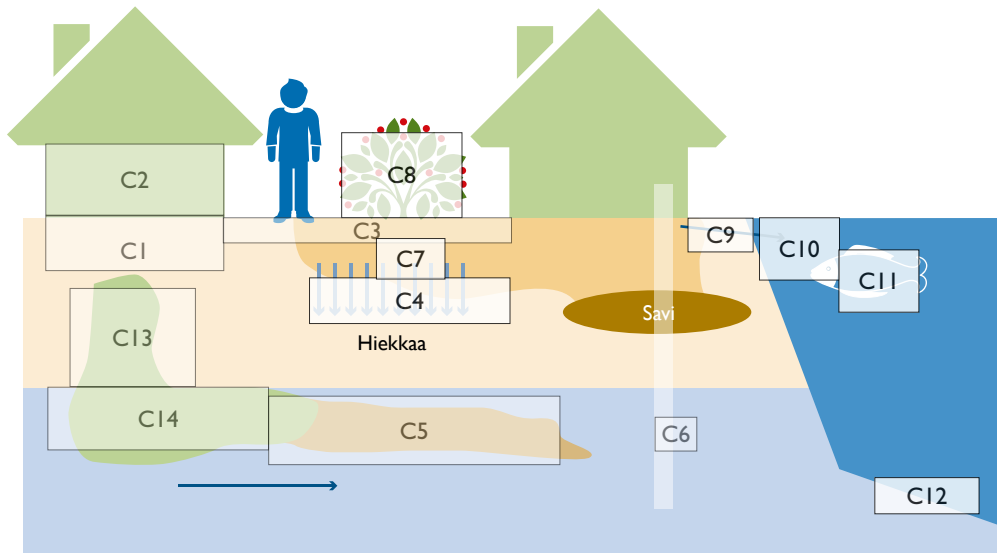
**Jos riskinarviointi perustuu maaperän ohjearvojen käyttöön sellaisenaan, näytteenotto- ja arviointialue tulee yleensä rajata muilla perusteilla** (ks. luku 4.6.1). Tällöin on olennaista pohtia mm. sitä, kuinka tarkka käsitys pitoisuuksien vaihteluista ja alueellisesta jakautumisesta tarvitaan ja kuinka luotettavasti ohjearvon alittuminen tai ylittyminen tietyllä alueella voidaan määrittää. Näihin vaikutta-

vat mm. kohteen historiatietojen luotettavuus ja olemassa olevat tutkimustulokset.

**Maaperässä arviointialueen rajauksen tulisi käytännössä koskea suurinta maa-ainemäärää (pinta-ala ja tilavuus), jonka rajojen sisällä pitoisuusvaihtelulla ei ole merkitystä ja josta edustava pitoisuus (ks. luku 4.5.3) voidaan riittävän luotettavasti määrittää.** Tämä määrittelee näytteenoton mittakaavan (engl. scale). Esimerkiksi sellaista näytteenottoa, jonka perusteella voidaan varmuudella todeta jokaisen kohdekiinteistöltä otetun yksittäisen maanäytteen kaikkien haitta-ainepitoisuuksien alittavan alemman ohjearvon, ei ole yleensä mahdollista toteuttaa.

Tietyistä lähtökohdista määritelty arviointi- ja näytteenottoalue voidaan kuitenkin jakaa prosessin aikana tarvittaessa myös pienempiin osa-alueisiin. Toisinaan arviointi- ja näytteenottoalueena voi olla myös yksittäinen näytepiste, jonka suhteen arvio tehdään (esim. pohjavesikaivo).

Alueellisen rajauksen lisäksi näytteenoton kohde tulee tavallisesti määritellä myös muiden ominaisuuksien, kuten raekoon tai aineen olomuodon perusteella (esim. alle 2 mm fraktio maanäytteissä, liukoinen pitoisuus pohjavesinäytteissä ja kiintoaineesseen sitoutunut pitoisuus pintavesinäytteissä). Erityisesti vesi- ja kaasunäytteiden osalta on usein tehtävä myös mitattavan parametrin ajallisia rajauksia (esim. pitoisuus vuosikeskiarvona tai päästö tietyn seurantajakson aikana) koska näissä matriiseissa ajallinen vaihtelu voi olla suurta ja myös riskinarvioinnin tavoitteena on usein arvioida näitä muutoksia (esim. pitoisuustrendit pohjavedessä tai tietyn päästön vuodenaikaisvaihtelu).



Kuva 6. Esimerkki käsitteellisestä mallista, johon merkitty tunnistettujen kulkeutumis- ja altistumisreittien perusteella rajatut arviointialueet (vrt. kuva 5). Arviointialue voi olla eri ympäristönosissa rajattu osa-alue tai altistuja. Haittojen ja riskien määrittämiseksi edustava pitoisuus (C1...C13) tulisi määrittää kaikille merkityksellisiksi tunnistetuille arviointialueille (ks. luku 4.5.3). Ohjearvovertailussa arviointialueen rajauksella voi olla myös muita perusteita.

- 1 = huokoskaasu rakennuksen alla
- 2 = asuinrakennuksen sisäilma
- 3 = asuintontin peittämätön pintamaa
- 4 = metallipilaantumasta läpi imeytyvä vajovesi
- 5 = pohjaveden haitta-ainepilvi
- 6 = talousvesikaivo

- 7 = maaperäeliöstö
- 8 = ravintokasvi
- 9 = pintavalunta
- 10 = pintavesi sekoittumiskerroksessa
- 11 = kala
- 12 = vesistön pohjasedimentti
- 13 = päästölähde (huokosilmaan haihtuvat öljyhiilivedyt)
- 14 = päästölähde (pohjaveteen liukenevat öljyhiilivedyt)

#### 4.5.2.3

##### Näytteenoton epävarmuus ja näytematriisin heterogeenisuus

Näytteenoton suunnittelussa tulee määritellä, kuinka luotettavia näytteenotolla saatujen tietojen pitää olla. Toisin sanoen **on päätettävä, mikä on näytetuloksille sallittu epävarmuus tai virhe** (= mittaustuloksen poikkeama todellisesta arvosta). Pilaantuneen alueen tutkimusketjussa hyväksyttävä virhe asetetaan ja arvioidaan usein vain laboratorioissa analysoitaville näytteille (esim. sallittu mittauserpävarmuus  $\pm 20\%$ ), vaikka näytteenotossa se voi olla jopa kertaluokkia analyysivirhetä suurempi<sup>51</sup>. Näytteenoton epävarmuuden huomioon ottaminen ja vähentäminen vaikuttavat siten keskeisesti näytteenoton edustavuuteen.

**Näytteenoton epävarmuus aiheutuu suurelta osin näytematriisin heterogeenisuudesta** eli tutkittavan tekijän tai ominaisuuden vaihteluista tutkittavassa ympäristössä paikan tai ajan suhteen<sup>52</sup>. Heterogeenisuus voi ilmetä eri tasoilla kuten koko tutkittavassa kohteessa, sen tarkemmin määrittelyllä arviointialueella tai sieltä otetussa yksittäisessä näytteessä. Esimerkiksi maaperässä haitta-aineiden pitoisuusvaihtelut yksittäisellä arviointialueella voivat olla suuria eikä aineiden tarkkaa jakautumista yleensä etukäteen tunneta, mistä syystä luotettava ja edustava näytteenotto saattaa edellyttää suurta näytemäärää. Vesi- ja kaasunäytteenotossa olennaista on huomioida myös haitta-ainepitoisuuksien tai muiden tutkittavien parametrien ajalliset vaihtelut. Heterogeenisuuden aiheuttamaan näytteenottovirheeseen on kiinnitettävä huomiota sekä kohdetutkimuksissa että laboratorioissa.

Maaperän heterogeenisuus ilmenee vaihteiluina raekoossa, maarakeiden mineraalikoostumuksessa ja muissa ominaisuuksissa (esim. orgaanisen hiilen määrä) hyvinkin pienessä mittakaavassa (engl. compositional heterogeneity). Koska nämä ominaisuudet vaikuttavat merkittävästi haitta-aineiden sitoutumiseen, myös haitta-aineiden pitoisuudet maaperässä ja maanäytteissä vaihtelevat pienipiirteisesti. Maanäytteiden osalta tätä heterogeenisuuden aiheuttamaa näytteenottovirhettä eli perusvirhettä (engl. fundamental error) voidaan vähentää ottamalla näytettä riittävän suuri määrä (massa). Riittävä näytteen määrä voidaan arvioida maaperän suurimman raekoon perusteella<sup>53</sup>. Tämä koskee myös laboratorioon toimitetusta kenttänäytteestä varsinaiseen analyysiin menevää osanäytettä. Laboratorioissa epävarmuutta voidaan vähentää maanäytteiden osalta pienentämällä näytteen raekokoa murskaamalla tai jauhamalla taikka uuttamalla koko näyte.

Maaperässä heterogeenisuus ilmenee myös maapartikkelien ja haitta-aineiden lajittumisena ja ryhmittymisenä (engl. distributional heterogeneity). Tätä heterogeenisuuden aiheuttamaa näytteenoton virhettä eli ryhmittymis- ja lajittumisvirhettä (engl. grouping and segregation error) voidaan vähentää ottamalla näytteitä riittävästi ja tasapuolisesti koko tutkittavalta alueelta.

Tämän lisäksi haitta-ainepitoisuudet vaihtelevat alueella myös laajemmassa mittakaavassa (engl. large-scale/long-range heterogeneity). Tähän vaikuttavat mm. alueen toimintahistoria, kuten alkuperäisten päästöpahtumien luonne ja päästöistä kulunut aika, haitta-aineiden kulkeutuminen sekä alueen ympäristöolosuhteet. Tämän heterogeenisuuden tunnistaminen on tyypillisesti tavoitteena erityisesti kohteen alustavissa tutkimuksissa, joilla rajataan haitta-aineiden alueellista esiintymistä ja määritellään päästölähteiden sijaintia ja dimensioita.

<sup>51</sup> Rasema, W. 2000. Industrial Waste Dumps, Sampling and Analysis.

<sup>52</sup> Pitard, F. 1993. Pierre Gy's Sampling Theory and Sampling Practice: Heterogeneity, Sampling Correctness, and Statistical Process Control.

<sup>53</sup> SFS 2006. Soil quality. Sampling. Part 8: Guidance on sampling of stockpiles.

Näytteenoton epävarmuutta ja edustavuutta voidaan arvioida määrällisesti ja laadullisesti. **Jos arviointi halutaan tehdä määrällisesti (tilastollinen päättely), näytteenotossa tulee soveltaa satunnaisotantamenetelmiä** (esim. yksinkertainen, ositettu tai systemaattinen satunnaisotanta). Satunnaisotantamenetelmiä voidaan soveltaa myös historiatietojen tai muun harkinnanvaraisen arvion perusteella rajatulla arviointialueella.

Näytteenoton tilastollisia periaatteita on selostettu mm. monissa standardeissa<sup>54</sup> ja näytteenoton teoriaa käsittelevissä julkaisuissa<sup>55 56</sup>. Tilastollisen päättelyn käsitteitä ja tunnuslukuja ovat mm. jakaumat, keskiarvo, keskihajonta, prosenttipiste (persentiili) sekä luottamusväli ja -taso. Päättöksenteossa tarvittavat tilastolliset tunnusluvut ja niiden hyväksyttävä epävarmuus tulee mahdollisuuksien mukaan määrittellä jo näytteenotto-suunnitelmassa, jotta näytteenotto voidaan toteuttaa tarkoituksenmukaisesti (esim. mikä on oikea näytteenottotapa ja riittävä näytemäärä tunnusluvun määrittämiseksi luotettavasti?). Tilastollisten tunnusluku- jen ja niiden epävarmuuden määrittäminen edellyttää arviota myös näyteaineistoa koskevan tilastollisen jakauman muodosta (esim. normaalijakauma tai logaritminen normaalijakauma).

**Tilastollista päättelyä ei tule soveltaa sellaisen näytteenoton tuloksiin, joka ei täytä muita edellä kuvattuja edustavan näytteenoton vaatimuksia.** Toisin sanoen edustavuus on pyrittävä varmistamaan ensisijaisesti näytteenoton huolellisella suunnittelulla ja toteutuksella, koska epäedustavaan näytteenottoon perustuvia tuloksia ei saa muutettua edustaviksi tilastollisilla analyyseillä<sup>57</sup>. Tilastollista päättelyä on mahdollisuuksien mukaan tuettava laadunvarmistusnäytteillä, joilla voidaan määrällisesti osoittaa myös näytteenoton edustavuutta.

Käytännössä näytteenoton hyväksyttävä epävarmuus määräytyy aina osin tutkimustavoitteiden ja -kysymysten sekä näytetulosten soveltamiskäytännön kautta, mistä syystä sen määrällinen arviointi ei ole aina tarpeen. Esimerkiksi yksittäisen päästölähteen, haitta- aineen pohjaveteen kulkeutumisen tai pilaantuneisuuden arviointitarpeen tunnistamiseen voidaan saada toisinaan riittävä tieto jo muutamilla yksittäisillä näytteillä, jolloin tulosten määrällinen arviointi ei ole tarkoituksenmukaista. Tilastollinen päättely ei ole välttämättä tarpeen myöskään niissä tilanteissa, joissa päätöksentekoa mahdollisesti ohjaava pitoisuusarvo (esim. ohjearvo) ylittyy selvästi kaikissa tai useimmissa arviointialueen yksittäisissä näytepisteissä.

Näytteenoton **epävarmuuden laadullinen arviointi on** sen sijaan **aina välttämätöntä** ja edellyttää riittäviä kohdetietoja mm. alueen toiminta- ja pilaantumishistoriasta. Siinä on pystyttävä perustelemaan, että näytepisteiden sijainti sekä näytteiden määrä ja laatu ovat riittäviä esitettyjen johtopäätösten tekoon. Tämä koskee erityisesti tutkimuksia, joiden perusteella kohde tai sen osa-alue arvioidaan pilaantumattomaksi eikä siellä siten arvioida olevan toimenpidetarpeita. Silloin, kun tutkimukset johtavat jatkotoimenpiteisiin, näytteenoton epävarmuuden merkitys korostuu vasta näiden toimien

<sup>54</sup> SFS-ISO 10381-8. 2006. Soil quality. Sampling. Part 8: Guidance on sampling of stockpiles.

<sup>55</sup> Gy, P. 1998. Sampling for Analytical Purposes.

<sup>56</sup> Pitard, F. 1993. Pierre Gy's Sampling Theory and Sampling Practice: Heterogeneity, Sampling Correctness, and Statistical Process Control.

<sup>57</sup> Ramsey, C. & Hewitt, A. 2005. A Methodology for Assessing Sample Representativeness.

suunnittelussa, kuten määritettäessä arviointialueen edustavaa pitoisuutta riskinarvioinnissa tai pilaantuneen maa-aineksen massamäärää kunnostussuunnitelmassa.

#### 4.5.3

### Edustava pitoisuus

Riskinarvioinnissa **edustavalla pitoisuudella tarkoitetaan näytteenottoon perustuvaa mitaustulosta tai siitä johdettua laskentatulosta, joka kuvaa riittävän luotettavasti yksittäisen arviointialueen haitta-ainepitoisuutta.** Riittävä luotettavuus eli näytteenoton (tai laskennan) hyväksyttävä epävarmuus tai virhe riippuu riskinarvioinnin tavoitteista, toteutustavasta ja yleisestä vaatimustasosta (ks. luku 4.5.2).

**Haittojen ja riskien määrittämisessä yksittäisen arviointialueen haitta-ainepitoisuutena voidaan käyttää pitoisuuden aritmeettista keskiarvoa, jos näytteenottoa alueen suhteen voidaan pitää edustavana.** Tämä koskee sekä ohje- ja viitearvovertailuita että laskennallisia tarkasteluita. **Edustavaan näytteenottoon ja pitoisuuskeskiarvoon perustuva lähestymistapa tuottaa lähtökohtaisesti realistisen eli todenmukaisen arvion haittojen ja riskien suuruudesta,** joskin arvioon vaikuttavat myös muut riskinarvioinnin lähtötiedot, -oletukset ja käytetyt menetelmät. Yksittäisnäytteistä aritmeettinen pitoisuuskeskiarvo lasketaan jakamalla näytekohtaisten tulosten summa näytteiden lukumäärällä. Kokoomanäytteenstä saatu tulos ilmaisee suoraan osanäytteiden pitoisuuskeskiarvon.

Riskinarvioinnissa pitoisuuskeskiarvon käyttö edellyttää, että arviointi- ja näytteenottoalue on tarkoituksenmukaisesti määritelty, näytteiden tai osanäytteiden määrä on riittävän suuri ja kattaa koko tutkittavan alueen, ja näytteenoton kokonaisvirhe on muutoinkin minimoitu. Maaperännäytteenotossa alueellisen kattavuuden varmistaminen ja pitoisuuskeskiarvon käyttö edellyttää usein kymmeniä satunnaisotantaan perustuvia näytteitä tai osanäytteitä arviointialueelta.

Vesinäytteenotossa edustava pitoisuuskeskiarvo voidaan tietyissä tarkoituksissa määrittää myös yksittäisessä näytepisteessä esim. eri vuodenaikoina saatujen mittaustulosten vuosikeskiarvona.

Kun edellä mainitut edellytykset eivät täyty, eikä näytteenoton edustavuutta voida luotettavasti osoittaa, pelkkä pitoisuuskeskiarvon käyttö ei ole perusteltua. **Jos arviointialueen pitoisuusaineistoa näytteenoton tavoitteet huomioiden voidaan kuitenkin pitää suhteellisen kattavana ja näytteenoton epävarmuutta kohtuullisena mm. mittaustulosten hajonnan, laadunvarmistusnäytteiden ja historiatietojen perusteella, haittojen ja riskien määrittämisessä voidaan käyttää pitoisuuskeskiarvon 95% luottamusvälin ylärajaa.** Tämä koskee sekä yksittäisnäytteitä että rinnakkaisia kokoomanäytteitä.

Muissa kuin edellä mainituissa tapauksissa arvio tulee pääsääntöisesti perustaa **näytteenottoalueelta otetuista yksittäisnäytteistä mitattuihin enimmäispitoisuuksiin tai esim. pitoisuuksien 95.persentiiliin** (mittaustuloksista 95 % tätä arvoa pienempiä). Myös näissä tapauksissa näytteiden määrän ja laadun on oltava riittäviä, koska **mitattu enimmäispitoisuus ei ole todellinen enimmäispitoisuus ja voi aliarvioida jopa todellista keskiarvoa.**<sup>58</sup> Siksi mitatun enimmäispitoisuuden käytön ei voida automaattisesti todeta tuottavan varovaista arviota haittojen ja riskien suuruudesta, jos näytteenotto ei ole ollut riittävää.

**Arviointialuetta edustavan pitoisuuden valinta on aina erikseen perusteltava sekä edustavan näytteenoton että tilastollisen päättelyn vaatimukset huomioiden (ks. luku 4.5.2).** Käytössä olevien pitoisuustietojen edustavuus riskinarvioinnin eri vaiheissa on siten arvioitava ja kohdetutkimuksia on usein täydennettävä arvioinnin edetessä tulosten käyttökelpoisuuden varmistamiseksi. Tämä ei ole kuitenkaan tarpeellista, jos ris-

<sup>58</sup> ITRC 2012. Technical and Regulatory Guidance. Incremental Sampling Methodology.

kinarvioinnin vaatimukset tutkimusten suunnittelussa ja toteutuksessa on otettu etukäteen riittävällä tavalla huomioon. Riskinarvioinnissa on suhtauduttava varauksella erityisesti sellaisiin olemassa oleviin tutkimustuloksiin, joiden osalta tiedot tutkimuksen tavoitteista ja toteutustavasta ovat puutteellisia.

Haitta-aineiden pitoisuuksien lisäksi näytteenoton edustavuus sekä näytetulosten luotettavuus ja käyttökelpoisuus on arvioitava myös muille riskinarvioinnin lähtötiedoille, kuten liukoisuus-,  $K_d$ - ja TOC-määrittämisille. Näihin määrittäisiin ja mittaustulosten valintaan pätevät samat edellä kuvatut periaatteet kuin haitta-aineiden pitoisuusmittauksiin.

#### 4.5.4

### Maaperän pitoisuusmäärittäykset

Riskinarvioinnissa haittojen ja riskien määrittämiseksi tarvittavat maaperän pitoisuusmittaukset tulisi kohdistaa käsitteellisessä mallissa tunnistettuihin päästö- ja altistumislähteisiin sekä kulkeutumisen ja altistusteille. Tällöin näytteenoton suunnittelu ja toteutus keskittyvät määriteltäviä arviointialueita edustavien pitoisuuksien määrittämiseen. Ohjearvovertailussa arviointialue voidaan rajata myös muilla perusteilla (ks. luku 4.5.2.2).

Pilaantuneen alueen tutkimuksissa on perinteisesti käytetty yhdestä pisteestä otettuja yksittäisiä maanäytteitä. **Yksittäinen maanäyte edustaa vain sitä kohtaa maaperässä, josta näyte on otettu, mistä syystä tutkimusalueelta on otettava aina useampia näytteitä.** Koska heterogeenisuus haitta-aineiden pitoisuuksien suhteen ilmenee eri tasoilla (mikrotasolta makrotasolle eli senttimetreistä kymmeniin metreihin), liian pieni näytemäärä voi johtaa vääriin päätelmiin pilaantuneisuuden luonteesta ja laajuudesta eikä näytteenotto tällöin yleensä voi olla edustavaa. Edustavuuden osalta riittävää näytemäärää ei voida kuitenkaan yleisesti määritellä, koska siihen vaikuttavat aina monet kohdekohtaiset tekijät sekä näytteenoton tavoitteet (ks. luku 4.5.2).

Käytännössä yksittäisillä maanäytteillä voidaan hankkia parhaiten tietoa silloin, kun alueen pilaantumishistoria ja haitta-ainelähteiden todennäköinen sijainti ovat tiedossa (esim. huoltoaseman mittarikenttä tai saha-alueen kasteluallas) ja halutaan selvittää, mitä aineita maaperässä on. Tällöin jo muutamilla näytteillä voidaan usein päättää riskinarvioinnin tarpeesta ja mahdollisesti alustavasti arvioida jopa kunnostustarvetta. Toisaalta näissäkin tapauksissa tarvitaan yleensä selvästi useampia näytteitä kulkeutumisen ja altistumisen tai kunnostettavien massamäärien arvioimiseksi. Kohteissa, joissa pilaantumishistoria ei ole yhtä tarkkaan tiedossa, tarvittava yksittäisnäytteiden määrä on tyypillisesti paljon suurempi jo haitta-aineiden esiintymisen todentamiseksi ja se kasvaa sen mukaan, kuinka tarkka kuva alueesta halutaan saada.

Yksittäisnäytteiden lisäksi **pilaantuneen alueen tutkimuksissa voidaan käyttää erilaisia kokoomanäytteitä, joissa analysoidaan maanäyte kasataan näytteenottoalueen eri osista otetuista osanäytteistä.** Kokoomanäytteen yksittäisten osanäytteiden tulee olla suunnilleen samankokoisia ja myös riittävän suuria tutkittavan maaperän raekokovaihteluiden huomioimiseksi (ks. luku 4.5.2.3). Muutoin osanäytteiden ottamista, lukumäärää ja laadunvarmistusta koskevat samat periaatteet kuin yksittäisten maanäytteiden otossa.

Riskinarvioinnissa **kokoomanäytteillä voidaan usein parantaa näytteenoton edustavuutta**, koska niillä voidaan saavuttaa pienemmällä analyysikustannuksella laajempi alueellinen kattavuus kuin yksittäisnäytteillä. Kokoomanäytteillä ei voida kuitenkaan arvioida pitoisuuksien vaihteluväliä näytteenottoalueen sisällä. Riskinarvioinnissa tämä ei toisaalta ole yleensä tarpeen, jos näytteenotto- ja arviointialue on määritetty riskinarvioinnin kannalta tarkoituksenmukaisesti ja kokoomanäyte perustuu riittävän moneen, alueelta tasaisesti otettuun, osanäytteeseen. Esimerkiksi tietyissä ulkomaisissa kokoomanäytteenoton ohjeistuksissa näytteenottoalueelta edellytetään

Esimerkki I taulukko. Prosenttiosuus niistä maakasoista, joille näytteenottostrategia antaa riittävän luotettavan arvion haitta-aineen todellisesta pitoisuuskeskiarvosta.

	Epäorgaaniset aineet		Orgaaniset aineet	
Analyysivirhe	5%	10%	5%	20%
2 x 50 osanäytettä	97	98	75	82
2 x 6 osanäytettä	79	85	48	69

otettavaksi tasaisesti (esim. systemaattiseen satunnaisotantaan perustuen) 30-50 osanäytettä, joista kootaan yksi analysoitava ja näytteenottoaluetta edustava näyte sekä yksi tai kaksi vastaavalla tavalla otettua rinnakkaista näytettä. Oikein sovellettuna tällaisella kokoomanäytteenotolla saadaan luotettava ja edustava arvio haitta-ainepitoisuuden keskiarvosta arviointialueella. Järjestelmälliseen suunnitteluprosessiin perustuvaa kokoomanäytteenottoa kutsutaan myös moniosa- eli MONO-näytteenotoksi (engl. Multi-Increment sampling / Incremental Sample Methodology<sup>59</sup>)

Kymmeniin osanäytteisiin perustuva kokoomanäytteenotto soveltuu sen teknisen toteutuksen kannalta erityisen hyvin pintamaanäytteenottoon (mm. kynnys- ja ohjearvovertailut ja niiden perusteella tehtävät päätelmät, pintamaan kautta aiheutuvan altistumisen määrittäminen terveys- ja ekologisen riskin arvioinnissa sekä jäännöspitoisuusnäytteet kaivukohteissa), mutta sitä voidaan soveltaa myös monissa muissa tarkoituksissa kuten pintavesi-, sedimentti- ja kasanäytteenotossa (esim. kaivettujen maa-ainesten hyödyntämis- ja loppusijoituskelpoisuuden arviointi, ks. esimerkki 1).

Näytteenoton toteutustavan ja kohdentamisen lisäksi maaperänäytteenotossa on kiinnitettävä aina riittävästi huomiota oikeiden näytteenottotekniikoiden valintaan, johon vaikuttavat mm. haitta-aineiden ominaisuudet. Esimerkiksi haihtuvien yhdisteiden näytteenotossa menetelmien valinnalla voi olla suuri merkitys tulosten laadun varmistamisessa<sup>60</sup>.

<sup>59</sup> ITRC 2012. Technical and Regulatory Guidance. Incremental Sampling Methodology.

<sup>60</sup> Björklöf, K. 2012. Näytteenoton vertailukoe 14/2012. Maaperän haihtuvat öljyhiilivedyt.

Maaperänäytteenoton hyviä käytäntöjä on kuvattu mm. Suomen ympäristökeskuksen ympäristööppaassa<sup>61</sup>. Tämän lisäksi näytteenoton suunnittelua, toteutusta ja laadunvarmistusta sekä tilastollisia periaatteita on selostettu tarkemmin esim. maaperän tutkimusmenetelmiä koskevissa standardeissa, joista näytteenottoa koskevat standardit on julkaistu SFS-käsikirjana<sup>62</sup>.

#### ESIMERKKI I:

Hollannissa kaivettujen maa-ainesten hyödyntämis- ja käsittelykelpoisuuden arviointi edellyttää kasanäytteenottoa, jossa yksittäistä kasaa edustava haitta-aineen keskimääräinen pitoisuus on määritettävä kahden rinnakkaisen, 50 osanäytteestä (n. 180 g) koostuvan, kokoomanäytteen perusteella<sup>63</sup>. Lainsäädäntöön sisältyvä ohjeistus perustuu noin 2600 maa-kasan tutkimiseen ja siitä saadun tulosaineiston tilastolliseen analyysiin. Tutkimusaineiston perusteella on todettu, että näytteenottostrategia tuottaa riittävän luotettavan arvion todellisesta pitoisuuskeskiarvosta 97–98 %:lle maakasoista epäorgaanisilla aineilla. Orgaanisilla haitta-aineilla vastaava arvio on 75–82 % (Esimerkki I taulukko). Näytteenottostrategia sisältää kokoomanäytteen esikäsittelyvaatimukset ja laadunvarmistusmenettelyn.

<sup>61</sup> Lepistö, J. ym. 2014. Hyvät käytännöt pilaantuneiden maiden kenttätutkimuksissa.

<sup>62</sup> SFS 2012. SFS-käsikirja 190-2. Maaperäntutkimusmenetelmät. Osa 2: Näytteenotto.

<sup>63</sup> Honders 2005. Development, validation and certification of a sampling strategy for the assessment of the environmental quality of soil.



### Pohjaveden pitoisuusmääritykset

**Pohjavedessä esiintyvien aineiden osalta riskinarvioinnin keskeisiä lähtökohtia ovat haitta-ainepluumin rajausta sekä pohjaveden geokemiallinen karakterisointi.** Nämä edellyttävät riittävän laajaa pohjaveden näytenpisteverkkoa sekä riittävän tiheää näytteenottoa erityisesti tutkimusten alkuvaiheessa, sillä pitoisuuksien ajalliset vaihtelut havaintoputkittain saattavat olla suuria. Rajaukseen tarvittava näytenpisteiden määrä riippuu täysin kohteesta, mutta päästölähteiden rajauksen, haitta-aineiden ominaisuuksien ja pohjaveden virtausolosuhteiden perusteella niiden määrä ja sijainti voidaan optimoida.

Yleensä pohjavesiputkia tai muita näytenpisteitä tarvitaan oletetun päästölähteen alueelle tai sen välittömään läheisyyteen sekä päästölähteen virtaussuunnan ylä- ja alapuolelle. Päästölähteen alueella olevista näytenpisteistä saadaan käsitys mm. siitä, onko haitta-aineita kulkeutunut maaperästä pohjaveteen ja kuinka suuria pitoisuuksia pohjaveden eri kerroksissa voi paikallisesti esiintyä. Virtaussuunnan yläpuolella olevista näytenpisteistä voidaan arvioida mahdollista muista lähteistä aiheutuvaa kuormitusta ja pohjaveden taustapitoisuuksia. Virtaussuunnan alapuolella peräkkäin olevien näytenpisteiden perusteella voidaan arvioida mm. haitta-aineiden pituussuuntaista levinneisyyttä (haitta-ainepluumin pituus) sekä pitoisuuksien pientymistä ja muutoksia pohjaveden geokemiassa esim. biohajoamisen seurauksena. Virtaussuunnassa rinnakkain asennettujen näytenpisteiden perusteella voidaan arvioida haitta-ainepluumin leveyttä ja massataseita.<sup>64 65</sup>

<sup>64</sup> Dinkel, R. ym. 2009. Groundwater Investigation Strategy. Guide to investigating contaminated sites.

<sup>65</sup> ITRC. 2010. Use and Measurement of Mass Flux and Mass Discharge.

Riskinarvioinnissa on yleensä tärkeää rajata pohjaveden haitta-ainepluumi myös vertikaalisesti, koska pitoisuuksien vaihtelut eri syvyystasoilla voivat olla merkittäviä ja haitta-aineet saattavat kulkeutua vain tietyssä vettä johtavissa kerroksissa<sup>66</sup> (esim. NAPL-yhdisteet). Syvyys-suuntaista rajausta varten näytteenoton suunnittelussa on kiinnitettävä erityistä huomiota pohjavesiputkien siiviläosin pituuksiin ja näytteenottotekniikkaan. Mikäli halutaan olla varmoja, että pohjavesinäyte edustaa tiettyä kyllästyneen vyöhykkeen syvyyttä, on käytettävä lyhyttä siivilää tai suljettava pitkä siivilä halutun näytteenotussyvyyden ylä- ja alapuolelta tarkoitukseen soveltuvalla laitteistolla. Tällaiset **kerrosnäytteet ovat tarpeellisia mm. pohjaveden pinnan alapuolisten päästölähteiden määrittelyssä ja rajauksessa, selvitetessä haitta-aineiden kulkeutumista tietyissä johtavissa kerroksissa sekä arvioitaessa pitoisuuksien ja geokemiallisten tekijöiden vaihtelua eri syvyystasoilla osana pohjaveden riskinhallintaa tai sen suunnittelua.** Kerrosnäytteenotossa voidaan mahdollisesti soveltaa myös passiivista näytteenottoa<sup>67</sup> tai ns. hidasvirtaustekniikkaa (engl. low flow sampling)<sup>68</sup>.

<sup>66</sup> Nichols, E. & Roth, T. 2006. Downward Solute Plume Migration: Assessment, Significance, and Implications for Characterization and Monitoring of "Diving Plumes".

<sup>67</sup> Ineris. 2013. Groundwater quality measurement with passive samplers - Code of best practices.

<sup>68</sup> US-EPA 2010. Low stress (low flow) purging and sampling procedure for the collection of groundwater samples from monitoring wells.

### Pintaveden pitoisuusmääritykset

Pintavesien haitta-ainetutkimusten suunnittelussa on huomioitava pintaveden liukoiset ja kiintoaineeseen sitoutuneet sekä pohjasedimenttiin kertyneet haitta-aineet. **Pintavesipäästöjen arvioimiseksi näytepisteitä tarvitaan yleensä pilaantuneen alueen valuma- ja/tai pohjavesien oletettuihin purkautumispaikkoihin (sekoittumisvyöhyke) sekä pintaveden virtaussuunnan suhteen näiden ylä- ja alapuolelle.** Näytteitä voidaan ottaa mahdollisuuksien mukaan myös suoraan pilaantuneella alueella muodostuvista valumavesistä. Purkautumispaikan ja sen virtaussuunnan alapuolisista näytepisteistä voidaan arvioida mm. pilaantuneen alueen aiheuttamaa pintavesikuormitusta ja sen vaikutus- aluetta. Purkautumispaikan virtaussuunnan yläpuolisista näytepisteistä voidaan määrittää mahdollisista muista lähteistä aiheutuvaa kuormitusta ja pintaveden tauspitoisuuksia. Pitoisuuksien mahdollisia vaihteluita eri syvyystasoilla voidaan tarvittaessa määrittää kerrosnäytteillä. Tämä koskee sekä vedessä että sedimentissä olevia haitta-aineita.

**Pintavesissä haitta-ainepitoisuuksien ajalliset muutokset voivat olla merkittäviä lähinnä virtaamavaihteluiden vuoksi, mistä syystä näytteenoton suoritusajankohdilla on keskeinen merkitys näytteiden edustavuuden varmistamisessa.** Yleensä pintaveden haitta-ainetutkimuksissa voidaan keskittyä pitkäaikaisiin pitoisuuksiin kuten vuosikeskiarvoihin, mutta toisinaan myös hetkelliset kuormitustapahtumat kuten keväisten sulamisvesien ja syksyn rankkasateiden aiheuttamat pulssimaiset pintahuuhtoumat on syytä ottaa huomioon.

### Huokoskaasun ja sisäilman pitoisuusmääritykset

Maaperän haihtuvien yhdisteiden pitoisuuksia voidaan mitata huokoskaasusta, ulkoilmasta ja sisäilmasta otettujen kaasunäytteiden avulla. Kaasunäyte kerätään näytteenottimena toimivaan adsorbenttiin aktiivisesti pumpppaamalla (alipaineimu) tai passiivisesti (diffuntoituminen pidemmän ajan kuluessa). Maa-ainekseen sitoutuneiden aineiden kulkeutumista ilmassa voidaan arvioida ilman pöly- ja hiukkaspitoisuuksien määrityksillä. Leviämistä pölyn mukana voidaan arvioida myös mittaamalla pitoisuuksia maan orgaanisesta pintakerroksesta sekä kasvien pinnoilta.

Haitta-aineiden **pitoisuuksien ja ympäristöolosuhteiden alueelliset ja ajalliset vaihtelut vaikuttavat olennaisesti huokoskaasu- ja hengitysilmamittausten tuloksiin**, mikä on huomioitava tutkimusten suunnittelussa. Ajallisten vaihteluiden huomioimiseksi passiivikeräinten käyttöä voidaan pitää suositeltavana silloin, kun soveltuvia menetelmiä kohteen haitta-aineille on saatavissa. Maaperän **huokoskaasututkimuksissa näytepisteitä tulisi sijoittaa oletettuun päästölähteeseen tai sen läheisyyteen sekä mahdollisiin päästölähteen yläpuolisiin puhtaisiin maakerroksiin**, jotta kaasujen kulkeutumista ja pitoisuuksien mahdollista vähentymistä voidaan arvioida. Sisäilmakulkeutumisen arvioimiseksi **näytepisteitä on sijoitettava myös kohteessa olevien tai sinne suunniteltujen rakennusten läheisyyteen ja erityisesti niiden alapuolelle** esim. välittömästi pohjalaatan alapuolisiin maakerroksiin tai ryömintätilaan silloin, kun se on rakenteita tarpeettomasti vaurioittamatta mahdollista ja riskien arvioimiseksi tarkoituksenmukaista.

**Sisäilmatutkimuksia kohteessa olevissa rakennuksissa voidaan pitää suositeltavana, kun haihtuvia yhdisteitä tiedetään tai oletetaan esiintyvän rakennusten läheisyydessä.** Tutkimuksissa on otettava huomioon, että

sisäilman laatuun vaikuttavat alueen pilaantuneisuuden lisäksi aina monet muut tekijät, kuten sisustus- ja rakennusmateriaaleista, kuluttajakemikaalien käytöstä ja mahdollisesti ulkoilmasta aiheutuvat päästöt. Tästä syystä maaperästä tai pohjavedestä aiheutuvan kuormituksen määrittäminen sisäilmamittauksen perusteella ei ole täysin yksiselitteistä, ja tulosten tulkitsemiseksi tarvitaan yleensä vertailunäytteitä taustapitoisuuksien ja syyseuraussuhteiden selvittämiseksi<sup>69</sup>.

Haihtuvien aineiden kulkeutumista sisäilmaan ja sen arviointia sekä arvioinnissa tarvittavia tutkimuksia on selostettu monissa kansainvälisissä julkaisuissa ja ohjeissa<sup>70</sup>.

#### 4.5.8

### Liukoisuustutkimukset

Maaperästä veteen liukenevaa haitta-aineen määrää lyhyen tai pitkän ajan kuluessa voidaan arvioida erilaisilla liukoisuustesteillä. Tulosten perusteella voidaan arvioida suoraan tai laskennallisesti **vajo- ja pohjaveden pitoisuuksia, joita tarvitaan arvioitaessa haitta-aineiden päästöjä ja kulkeutumisriskiä veden mukana** (ks. luku 4.7).

Liukoisuustestejä on standardisoitu ja kehitetty erityisesti jätteissä esiintyvien epäorgaanisten yhdisteiden liukoisuuskäyttäytymisen tutkimiseen (mm. yksi- ja kaksivaiheiset ravistelutestit<sup>71 72</sup> sekä ns. kolonni- eli läpivirtaustesti<sup>73</sup>). Useimmat näistä soveltuvat kuitenkin myös maaperätutkimuksiin sekä

orgaanisille haitta-aineille<sup>74</sup>. Standardoitujen liukoisuustestien tuloksia tulkitaan yleensä testissä käytetyn nesteen ja kiinteän aineen määrän suhteen ilmaisevan L/S-luvun avulla. Esimerkiksi läpivirtaustestissä kerätään ja analysoidaan seitsemän (L/S = 0,1, 0,2, 0,5, 1, 2, 5 ja 10 l/kg) ja kaksivaiheisessa ravistelutestissä kaksi liuosfraktiota (L/S = 2 ja 10 l/kg). L/S-suhde voidaan pyrkiä muuttamaan vastaamaan kohteen todellisia olosuhteita. Liukoisuustesteillä voidaan tarkastella myös ympäristöolosuhteissa tapahtuvien muutosten vaikutusta haitta-aineiden liukoisuuskäyttäytymiseen (esim. pH-staattinen testi).

Käytännössä **liukoisuustutkimuksilla arvioidaan liukoisuuden lisäksi haitta-aineiden pidättymistä maaperään**. Haitta-aineen veteen liukenevan ja maahan pidättävän pitoisuusosuuden suhdetta vajovesikerroksen **päästölähteessä** voidaan selvittää **maa-vesi-jakautumiskertoimella** eli ns.  $K_d$ -määrittelyllä. Suomessa Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus (MTT) ja Geologian tutkimuskeskus (GTK) ovat käyttäneet  $K_d$ -arvojen määrittämiseen menetelmää, joka soveltuu erityisesti pintamaanäytteille maaveden metallipitoisuuksien laskentaan<sup>75 76</sup>. Päästölähteen  $K_d$ -arvoja voidaan määrittää myös laskennallisesti esim. ravistelu- ja kolonnitestien tuloksista.

Päästölähteen alapuolisissa ”pilaantumattomissa” maakerroksissa tapahtuvan pidättymisen arviointiin käytettäviä  $K_d$ -arvoja voidaan määrittää sorptiotesteillä, joissa maanäytteeseen lisätään veden mukana tutkittavaa haitta-ainetta ja tasapainotilan saavuttamisen jälkeen määritetään liuokseen jääneen haitta-aineen määrä. Näiden  $K_d$ -ar-

<sup>69</sup> Työterveyslaitos 2012. Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden kokonaispitoisuuden (TVOC) tavoitetasot teollisten työympäristöjen yleisilmassa.

<sup>70</sup> ITRC 2007. Technical and Regulatory Guidance. Vapor Intrusion Pathway: A Practical Guideline.

<sup>71</sup> SFS. 2002. Jätteiden karakterisointi. Liukoisuus. Yksivaiheinen ravistelutesti. SFS-EN –standardi 12457-2.

<sup>72</sup> SFS. 2002. Jätteiden karakterisointi. Liukoisuus. Kaksivaiheinen ravistelutesti. SFS-EN –standardi 12457-2.

<sup>73</sup> CEN. 2004. Characterization of waste. Leaching behaviour tests. Up-flow percolation test. CEN/TS-standardi 14405.

<sup>74</sup> Hansen, J. & Andersen, L. 2006. Laktester för riskvärdering av förorenade områden – Underlagsrapport 2a: Laktester för organiska ämnen.

<sup>75</sup> Tarvainen, T. ja Jarva, J. 2009. Maaperän  $K_d$ -arvot ja geokemiallinen koostumus Pirkanmaalla ja Uudellamaalla.

<sup>76</sup> Tarvainen, T. ym. 2011. Haitta-aineiden kulkeutuminen arviointi Mansikkakuopan ampumarata-alueella.

vojen määrittäminen on kuvattu mm. Yhdysvaltojen ympäristökeskuksen ohjeissa<sup>77</sup>.

Erilaisilla heikkouuttomenetelmillä arvioidaan mm. haitta-aineen sitoutumistapoja ja biosaatavuutta. Heikkouutoissa käytettäviä uuttoneiteitä ovat mm. laimea bariumkloridi (välitön hivenmetallien vapautuminen ja eliöiden saatavilla oleva pitoisuus), puskuroitu asetaattiuutto (mineraalitekien pinnalle ja karbonaateihin sitoutuneet hivenmetallit), ammoniumasetaatti-EDTA -uutto (kasvien käytössä oleva helppoliukoinen metallipitoisuus) sekä hapan oksalaattiuutto (rauta- ja mangaaniasostumiin sitoutuneet metallit). Samalle maanäytteelle voidaan tehdä myös useita eri uuttoja (uuttosarjat) eri tavoin sitoutuneiden haitta-ainefraktioiden selvittämiseksi.

Liukoisuustutkimusten tarkoituksenmukainen käyttö riskinarvioinnissa edellyttää arvioinnin tavoitteiden kannalta oikeiden testimenetelmien valintaa ja siten riittävää asiantuntemusta testeistä ja tulosten tulkinnasta. Tämä edellyttää kohteen toimintahistorian (esim. arvio siitä, missä muodossa ja milloin aineet ovat päätyneet maahan) ja maaperä- ja pohjavesiolosuhteiden tuntemista sekä haitta-aineiden liukoisuuteen vaikuttavien tekijöiden ymmärtämistä. Myös näytteenotto liukoisuustestejä varten on suunniteltava huolella ja sen edustavuuteen on kiinnitettävä huomiota (ks. luku 4.5.2).

Haitta-aineiden liukoisuuteen vaikuttavia tekijöitä sekä liukoisuustestien käyttöä pilaantuneiden alueiden tutkimus- ja arviointikohteissa on käsitelty monissa julkaisuissa<sup>78</sup>.

#### 4.5.9

### Myrkyllisyystutkimukset

Pilaantumisen vaikutuksia elolliseen luontoon voidaan määrittää myrkyllisyystutkimuksilla eli ekotoksikologisilla testeillä, joista on olemassa mm. lukuisia kansainvälisiä standardeja. Haitta-ainekohtaisilla testeillä voidaan selvittää yksittäisen aineen myrkyllisyyttä tietyille kohde-eliölle lyhytaikaisessa tai pitkäaikaisessa altistuksessa. Kohteen maa- ja vesinäytteillä laboratoriossa tehtävillä ekotoksikologisilla testeillä voidaan selvittää suoraan pilaantuneen maaperän tai pilaantuneen alueen valumavesien haitallisuutta valituille testieläimille. Tutkimuksia voidaan tehdä myös paikan päällä.

Myrkyllisyystutkimuksia ja niiden soveltamista pilaantuneen alueen riskinarvioinnissa on kuvattu tarkemmin luvussa 4.9.

#### 4.5.10

### Laskennalliset tarkastelut

**Riskinarvioinnin ajallinen ulottuvuus voi olla hyvin pitkä ja kaikkia riskeihin vaikuttavia tekijöitä on yleensä mahdoton mitata.** Siksi arvioinnissa käytetään usein apuna matemaattisia laskentamalleja. Matemaattiset mallit voivat olla riskinarviointiin erikseen kehitettyjä ohjelmistoja, teoreettisia tai kokemusperäiseen tietoon perustuvia laskentayhtälöitä tai tilastollisen aineiston käsittelyyn tarkoitettuja laskentatyökaluja. Pilaantuneen alueen riskinarviointiin on kehitetty useita kaupallisia sekä vapaasti internetin kautta jaettavia malleja. Tyypillisesti laskentamalleilla arvioidaan haitta-aineiden kulkeutumista ja terveysriskejä, mutta malleja on kehitetty myös ekologisen riskien arviointiin.

<sup>77</sup> U.S. EPA 1999. Understanding variation in partition coefficient, K<sub>d</sub>, values.

<sup>78</sup> Kuusela-Lahtinen, A. ym. 2012. Metalleilla pilaantuneiden maa-ainesten liukoisuusselvitykset.

Laskentamallien teoreettinen perusta, lähtöoletukset ja lähtötietojen taso vaihtelevat yksinkertaisista analyttisistä malleista monimutkaisiin numeerisiin malleihin. Riippumatta siitä, käytetäänkö arviointiin yksinkertaisia vai monimutkaisempia malleja, **riskinarvioijan on ymmärrettävä riittävällä tavalla mallien laskentaperiaatteet ja rajoitukset sekä haitta-aineiden käyttäytymiseen ympäristössä vaikuttavat prosessit** (ks. luku 4.7.2). Myös mallin herkkyyssyöttötietojen vaihtelulle on tunnettava. Monissa laskentamalleissa laskentaparametreille on annettu oletusarvoja, jotka tulee mahdollisuuksien mukaan korvata tarkasteltavaa kohdetta paremmin kuvaavilla arvoilla. Tämä koskee erityisesti ympäristöä koskevia muuttujia, joiden todelliset arvot vaihtelevat merkittävästi eri alueiden välillä. Lisäksi on tärkeä tiedostaa, että **laskentamallien käyttö ei yksin riitä riskien haittojen ja riskien määrittämiseen, vaan niistä saadut tulokset on tulkittava osana kokonaisarviota.**

Pilaantuneen alueen riskinarviointimalleja on vertailu mm. kansallisessa VERIS-hankkeessa<sup>79</sup> sekä monissa kansainvälisissä malli-vertailuprojekteissa<sup>80 81</sup>.

Liitteessä 9 on esitetty yksinkertaisia laskentayhtälöitä, joita riskinarvioinnin eri osavaiheissa voidaan soveltaa, sekä suosituksia keskeisen laskentaparametrien oletusarvoiksi. Kattava lista laskentayhtälöitä ja esimerkkejä niiden soveltamista on esitetty mm. kasvustoiminnan terveys- ja ympäristöriskien arviointiin tarkoitettun Minera-vaikutusmallin verkkosivuilta<sup>82</sup> ja julkaisusta<sup>83</sup>.

<sup>79</sup> Kuusela-Lahtinen, A. ym. 2010. Ympäristö- ja terveysriskien arviointimenetelmien vertailu.

<sup>80</sup> Poletti, E. ym. 2004. NICOLE/ISG 2004. Risk assessment comparison study.

<sup>81</sup> Swartjes, F., 2007. Insight into the Variation in Calculated Human Exposure to Soil Contaminants Using Seven Different European Models.

<sup>82</sup> Opasnet. Minera-hanke.

<sup>83</sup> Kauppila, T. ym. 2013. Metallikaivosalueiden ympäristöriskinarviointiosuamisen kehittäminen: MINERA-hankkeen loppuraportti.

Haitta-aineiden kulkeutumisesta ja pitoisuuksien muutosta ympäristönosasta toiseen voidaan arvioida laskennallisesti leviämisen ja kulkeutumismalleilla. Malli voi koskea vain tiettyä ympäristönosaa, kuten pohjavettä, tai käsittää samanaikaisesti useita ympäristönosia (ns. monireitti- tai multimediamallit).

Useimmat pilaantuneen alueen riskinarvioinnissa tyypillisesti käytettävät mallit ovat monireittimalleja, joilla voi tarkastella kulkeutumisen lisäksi ihmisten altistumista. Nämä perustuvat usein keskenään samantyyppisiin ja melko yksinkertaisiin, analyttisiin, jakautumis- ja kulkeutumisytälöihin (ks. liite 9). Monet mallit sisältävät mm. seuraavia lähtöoletuksia:

- haitta-aineen jakautuminen maa-aineksen, veden ja ilman välillä on tasapainossa eli päästöt ja pitoisuusjakaumat ympäristön eri osissa eivät muutu ajan suhteen
- haitta-aineiden kokonaismäärät ja pitoisuudet päästölähteessä eivät vähene
- haitta-aineita, maaperän ominaisuuksia ja ilmastotekijöitä kuvaavat laskentaparametrien arvot ovat vakioita (esim. maaperä on tasalaatuista) ja
- veden virtaus ja kaasujen kulkeutuminen tapahtuu vain yhteen suuntaan vakionopeudella.

Vaikka kyseiset lähtöoletukset yksinkertaistavat huomattavasti todellista ympäristöä, tällaisten mallien etuna on, että niillä voidaan kuvata helposti haitta-aineiden jakautumista ja kulkeutumista maaperässä sekä tuottaa yleensä riittävän varovainen arvio eri ympäristönosiin ja altistumisreiteille muodostuvista pitoisuuksista. Monissa yksinkertaisissakin malleissa on lisäksi mahdollisuus ottaa huomioon erilaisia päästöihin ja kulkeutumiseen vaikuttavia prosesseja, joilla laskentaa voidaan tehdä realistisemmaksi.

Yksinkertaisten mallien lisäksi on olemassa lukuisia monimutkaisempia, numeeriseen laskentaan perustuvia virtaus- ja kulkeutumismalleja, joilla voidaan arvioida yksityiskohtaisesti haitta-aineiden kulkeutumista tietyssä ympäristönosassa mm. ajan ja paikan suhteen muuttuvissa olosuhteissa. Geokemiallisilla malleilla voidaan tarkastella kemiallisia ja mikrobiologisia tasapainoreaktioita ja arvioida näiden merkitystä aineiden esiintymismuotoihin sekä veteen liukeneviin ja maahan sitoutuviin pitoisuuksiin. Tällaisten mallien käyttö edellyttää aina erityisasiantuntemusta ja yksinkertaisiin malleihin verrattuna huomattavasti enemmän aikaa sekä enemmän ja yksityiskohtaisempia lähtötietoja. Tästä syystä niiden käyttö pilaantuneen alueen riskinarvioinnissa ei ole tarkoituksenmukaista silloin, kun arviointi voidaan toteuttaa riittävällä tarkkuudella myös yksinkertaisimmilla malleilla.

Mallintamiseen perustuva riskinarviointi voidaan useimmiten toteuttaa **deterministisenä**. Tämä tarkoittaa, että **mallin syötötietoja ja laskennan tuloksia kuvataan yksittäisillä lukuarvoilla**. Deterministinen arviointi voidaan tehdä konservatiivisesti eli varovaisesti sekä realistisesti eli todenmukaisesti. Tässä konservatiivisuus tarkoittaa, että laskennassa käytetään todellisia riskejä todennäköisesti yliarvioivia lähtötietoja ja -oletuksia. Käytännössä konservatiivisessa arviossa on yleensä tarkoituksenmukaisinta pyrkiä ns. pahimpaan realistiseen arvioon (engl. reasonable worst case), joka kuvaa keskimääräistä suurempaa, mutta kohteessa vielä mahdollista riskiä (ks. luku 4.9.2). Realistisessa arvioinnissa laskennassa tehdyillä oletuksilla ja käytetyillä laskentaparametrien arvoilla pyritään puolestaan kuvaamaan kohteessa mahdollisimman todenmukaista, keskimääräistä, tilannetta. Koska laskennalliseen tarkastelu sisältyy usein lukuisia laskentaparametreja, konservatiivisen ja realistisen arvioinnin vertailu voidaan yleensä tehdä

herkkyystarkastelussa ainoastaan tärkeimpien muuttujien arvoja vaihdellen.

Mallintamiseen perustuvassa arvioinnissa voidaan käyttää myös probabilistista eli todennäköisyyslaskelmiin perustuvaa lähestymistapaa<sup>84</sup>. Tällöin ainakin osa lähtötiedoista syötetään malliin tilastollisina jakaumina ja myös laskennan tulokseksi saadaan todennäköisyyttä kuvaava jakauma. Probabilistisilla malleilla voidaan tarkastella determinististä arviointia tarkemmin arvioinnin epävarmuutta ja lähtötietojen valinnan merkitystä riskiin. Todennäköisyyspohjainen arviointi edellyttää tietoja riskien laskennassa käytettävien muuttujien tilastollisista tunnusluvuisista, tilastollisten jakaumien muodoista sekä erillisten muuttujien välisistä riippuvuussuhteista. Näitä tietoja on käytännössä usein vaikea saada, mikä aiheuttaa väistämättä virhettä lopputulokseen. Siksi pilaantuneen alueen riskinarvioinnissa riittää yleensä deterministinen arviointi ja sitä täydentävät epävarmuus- ja herkkyystarkastelut.

<sup>84</sup> U.S.EPA. 2007. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume 3 Part A: Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment.





## Riskien määrittäminen ja kuvaus yleisillä vertailuarvoilla

**Haittojen ja riskien suuruus on määritettävä erilaisten vertailuarvojen avulla.** Vertailuarvot ilmentävät **haitalliseksi tai haitattomaksi arvioitua pitoisuutta, altistumistasoa tai vaikutusta** tietyssä ympäristönosassa tai altistujassa. **Vertailuarvot kuvaavat yleisellä tasolla myös haittojen ja riskien hyväksyttävyyttä**, vaikka siihen vaikuttavat myös muut tekijät.

Yleisiä vertailuarvoja, joita riskinarvioinnissa voidaan soveltaa, ovat mm. maaperän kynnys- ja ohjearvot, ympäristölaatumormit, talousveden laatuvaatimukset ja terveysperusteiset enimmäissaantisuositukset (taulukko 1). Osa vertailuarvoista on lainsäädännön kautta päätöksentekoa sitovia arvoja, kun taas osa on ainoastaan suosituksia. Vertailuarvoina voidaan käyttää myös muita kansainvälisesti tunnettujen organisaatioiden antamia ja tieteellisesti luotettavaan arvioon perustuvia viitearvoja sekä luonnon taustapitoisuuksia. Arvioinnissa tulisi mahdollisuuksien mukaan soveltaa aina uusinta tieteellisesti perusteltua ja tarkoitukseen soveltuvaa aineistoa. Vertailuarvojen soveltuvuus riskinarviointiin kohteissa on perusteltava.

**Vertailuarvojen tarkoituksenmukainen soveltaminen edellyttää, että haittojen ja riskien kohde on perustellusti määritetty ja rajattu (vrt. arviointialue, luku 4.5.2).** Kulkeutumisriskien osalta tämä tarkoittaa tarkasteltavan ympäristönosan alueellista rajausta ja sellaisen tarkastelupisteen tai -pisteiden määrittelyä, joiden suhteen arvio tehdään (esim. tietty vesistön osa, pohjaveden havaintopiste, kiinteistönraja tai rakennuksen asuintila). Terveysriskien ja ekologisten riskien kohteen tarkempi määrittely koskee paitsi alueellista rajausta myös altistujaa (esim. alueella asuva lapsi, aikuinen työntekijä, tietty maaperän eliölaji tai vesieliöstö) ja vaikutustyyppiä (esim. syöpäriski, lisääntyminen tai lajitiheys), johon vaikuttavat myös haitta-aineiden ominaisuudet. Riskinarvioinnin kohde ja haitallisten aineiden ominaisuudet vaikuttavat myös arvion ajalliseen rajaukseen.

**Kun riskinarvioinnin kohteet on rajattu ja niitä koskevat vertailuarvot valittu, vertailuarvojen ylittyminen mitataan tai arvioidaan.** Mitä enemmän vertailuarvo ylittyy tai voi ylittyä, sitä suuremmaksi kasvaa myös haitan tai riskin suuruus (olettaen, että todennäköisyys vertailuarvon ylittymiseen pysyy samana).

Seuraavissa luvuissa on esitetty suosituksia riskinarvioinnin yleisistä vertailuarvoista ja selostettu niiden soveltamista maaperän pilaantuneisuuden, terveydensuojelun sekä pohjaveden, pintavesien ja sisäilman laadun suhteen. Vertailuarvojen soveltamista haittojen ja riskien määrittämisessä ja kuvauksessa arvioinnin eri osavaiheissa on käsitelty myös luvuissa 4.7–4.9.

Taulukko 1. Riskinarvioinnin eri kohteita koskevia yleisiä vertailuarvoja.

Suojeltava kohde	Vertailuarvo	Kuvaus	Lähde
Maaperä	Kynnysarvo	Ympäristö- ja terveysriskin perusteella määritetty pitoisuus, jonka ylittyessä maaperän pilaantuneisuus on arvioitava	VNa 214/2007 ja Suomen ympäristö 23/2007
	Alempi ja ylempi ohjearvo	Ekologisen tai terveysriskin perusteella määritetty pitoisuus, jonka ylittyessä maaperää pidetään yleensä pilaantuneena ellei riskinarvioinnilla ole toisin osoitettu	VNa 214/2007 ja Suomen ympäristö 23/2007
	SSTP	Geologiseen aineistoon ja taustapitoisuus-tietoihin perustuva suurin suositeltu taustapitoisuus	Valtakunnallinen taustapitoisuusrekisteri ( <a href="http://www.gtk.fi/tietopalvelut/palvelukuvaukset/tapir.html">http://www.gtk.fi/tietopalvelut/palvelukuvaukset/tapir.html</a> )
Pohjavesi	Pohjaveden ympäristönläätunormi	Pohjaveden kemiallisen tilan luokittelussa käytettävä pitoisuus	VNa 1040/2006
Pintavesi	Ympäristönläätunormi	Vesiympäristölle vaarallisen aineen pitoisuus pintavedessä, jota ei saa ylittää ihmisen terveyden tai pintaveden suojelemiseksi	VNa 1022/2006
Talousvesi	Talousveden laatuvaatimus	Pääosin terveysriskin perusteella määritetty enimmäispitoisuus talousvedessä	STMa 442/2014 ja STMa 401/2001
Ilma	Sisäilman ohjearvo	Terveys- ja hajuhaittojen perusteella annettu ohjeellinen enimmäispitoisuus sisäilmassa	Asumisterveysohje (STM 2003) ja -opas (STM 2009)
	(Ulko)ilman raja-arvo	Pitoisuus, jota ei saa ylittää (ulko)ilmassa terveyshaittojen ehkäisemiseksi	VNa 711/2001
	HTP-arvo	Työpaikkojen ilman haitalliseksi tunnettu pitoisuus	STMa 268/2014
Terveys	Enimmäissaantisuositus (esim. TDI, TCA ja ADI)	Terveysriskin perusteella määritetty sallittu enimmäisaanti (kokonaisaltistuminen tai altistuminen tietyn reitin kautta)	Mm. Environmental Health Criteria (WHO), IRIS (U.S.EPA) ja Suomen ympäristö 23/2007
	Säteilyaltistumisen enimmäisaantiarvo	Terveysriskin perusteella annettu säteilyaltistumisen enimmäisaantiarvo	STMa 1512/1991 ja STUK:n ohjeet
Eliöstö	PNEC-arvo	Arvioitu eliöstölle haitaton pitoisuus maaperässä, pintavedessä tai sedimentissä	EU-riskinarviointiraportit (EU-RAR)
Elintarvikkeet	Enimmäismäärä	Eräiden torjunta-aineiden enimmäismäärät tietyissä elintarvikkeissa	Asetus 396/2005/EY ja sen muutosasetukset 178/2006/EY ja 148/2008/EY
	Enimmäismäärä	Eräiden vieraiden aineiden enimmäismäärät tietyissä elintarvikkeissa	Kansainväliset Codex alimentarius standardit ( <a href="http://www.codexalimentarius.org/">www.codexalimentarius.org/</a> )
Muita	Kaatopaikan kelpoisuusvaatimus	Kaatopaikalle sijoitettavaan jätteeseen sovellettava kokonaispitoisuuden tai liukoisuuden raja-arvo	VNa 331/2013
	MARA-asetuksen kelpoisuusvaatimus	Asetuksen soveltamisalaan kuuluvaan hyödynnettävään jätteeseen sovellettava kokonaispitoisuuden tai liukoisuuden raja-arvo	VNa 591/2006
	Pysyvän jätteen arviointiperusteet	Kaivannaisjätteen ominaisuuksille annetut perusteet, joiden täyttyessä jäte voidaan luokitella pysyväksi jätteeksi	VNa 190/2013

## Maaperän kynnys- ja ohjearvot

Riskinarvioinnissa maaperän kynnys- ja ohjearvoja voidaan käytännössä soveltaa kahdella eri tavalla: 1) haittojen ja riskien tapauskohtaisessa määrittämisessä määrittäysperusteidensa kautta tai 2) yleisinä vertailuarvoina pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen tai puhtaustavoitteiden määrittelyssä sellaisenaan.

Ensimmäinen käyttötapa edellyttää kynnys- ja ohjearvojen määrittäysperusteiden yksityiskohtaista tuntemista ja niiden perusteltua soveltamista kohteen olosuhteissa sekä tunnistetuilla kulkeutumis- ja altistumisreiteillä. Se sisältää myös kynnys- ja ohjearvojen käytön riskien tunnistamisessa ja riskien kannalta merkityksellisten aineiden valinnassa. **Toinen käyttötapa ei usein tuota kvantitatiivisesti luotettavaa arviota haittojen ja riskien suuruudesta**, vaikka arvoilla onkin laskennallinen riskiperusta. Tämä johtuu siitä, että kynnys- ja ohjearvot on määritetty yleisellä tasolla, joka harvoin sellaisenaan vastaa yksittäisen kohteen olosuhteita. Tällaisen kynnys- ja ohjearvovertailun perusteella voidaan silti päättää maaperän pilaantuneisuudesta ja puhdistustarpeesta sekä puhtaustavoitteista, jos ohjearvon yleinen soveltuvuus kohteeseen on todettu.

Näiden kahden käyttötavan tunnistaminen on edellytys läpinäkyvään riskinarviointiin ja päätöksentekoon sekä arviointitulosten tarkoituksenmukaiseen soveltamiseen jatkossa, eikä niitä tulisi sekoittaa keskenään. Samasta syystä riskinarvioinnissa tulisi päättää riittävän aikaisessa vaiheessa, millä tavalla kynnys- ja ohjearvoja kohteessa tullaan soveltamaan. Tämä vaikuttaa olennaisesti sekä kohdetutkimusten että riskinarvioinnin sisältövaatimuksiin ja toteutukseen.

Päätös siitä, miten kynnys- ja ohjearvoja haittojen ja riskien määrittämisessä käyte-

tään, kuuluu ensisijaisesti kohteesta ja sen riskinarvioinnista vastaavalle. Ympäristöviranomaisen tehtävänä on varmistaa, että arvioinnin toteutus ja lopputulos ovat perusteltuja ja vastaavat lainsäädännön vaatimuksia. Toisaalta luvussa 6 on kuvattu esimerkkejä tilanteista, joissa kynnys- ja ohjearvojen käyttö yleisinä vertailuarvoina on yleensä aina suositeltavaa.

Tämän lisäksi on otettava huomioon, että molemmat kynnys- ja ohjearvojen käyttötavat edellyttävät aina käsitteellisen mallin laatimista, arviointialueiden rajausta sekä niitä koskevien pitoisuustietojen hankintaa ja soveltamista tarkoituksenmukaisesti.

### 4.6.1.1

#### Määrittäysperusteet ja yleinen soveltuvuus

Kynnys- ja ohjearvojen soveltamisen kannalta on aina tärkeä ymmärtää, mitä menetelmiä, tietoja ja oletuksia arvojen määrittämisessä on käytetty. Kynnys- ja ohjearvojen perustana, öljyhiilivetyjakeita ja syanidia lukuun ottamatta, ovat tietyt yleisperiaatteet ja ns. standardikohdetyypeille (asutus, teollisuus) valituilla oletusarvoilla tehdyt riskinarvioinnit, joiden pohjalta on määritetty laskennallisia viitearvoja (SHP- ja SVP-arvot) ekologisiin ja terveysperustein. Ohjearvojen osalta PIMA-asetuksen liitetaulukon merkitty kirjain e (ekologia) tai t (terveys) kertoo, mihin viitearvoon ohjearvo ensisijaisesti perustuu. Viitearvojen perusteet on esitetty erillisessä julkaisussa<sup>85</sup> ja niitä voidaan soveltaa riskinarvioinnissa kynnys- ja ohjearvojen ohella.

**Ohjearvojen määrittämisessä ei ole otettu huomioon haitallisten aineiden mahdollista kulkeutumista alueen ulkopuolelle, pohjaveteen tai pintavesiin.** Tästä syystä ohjearvoilla ei voida suoraan määrittää haittoja ja riskejä, jotka liittyvät haitta-aineiden kulkeutumiseen veden mukana (esim. pohjaveden pilaantumisen tai pohjaveden käyttö juomavetenä). Tämä ei kuitenkaan tarkoita,

<sup>85</sup> Reinikainen, J. 2007. Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittäysperusteet.

etteivät kulkeutumiskit voi olla hyväksyttävii ohjearvoja vastaavissa pitoisuuksissa tai niiden ylittyessä, vaan ainoastaan sitä, että näiden suuruus ja hyväksyttävyys on pysyttävä osoittamaan muilla vertailuarvoilla. Vastaavasti kulkeutumiskit saattavat olla merkittäviä jo ohjearvoja pienemmissä pitoisuuksissa haitta-aineiden ominaisuuksista, kokonaismääristä ja kohteen ympäristöolosuhteista johtuen.

Ohjearvojen määrittämisperusteisiin liittyvien rajoitusten ja epävarmuuden vuoksi **ohjearvovertailulla ei voida myöskään yleensä määrittää haittoja ja riskejä tarpeeksi luotettavasti silloin, kun:**

- kohteessa sijaitsee päiväkotia tai leikkipuisto,
- kohteessa harjoitetaan ravintokasvien laajamittaista viljelyä tai muuta elintarviketuotantoa,
- kohteessa on asuinrakennuksia ja maaperässä rakennusten läheisyydessä esiintyy merkittäviä määriä herkästi haihtuvia yhdisteitä tai
- kohteessa on herkkiä ja erityistä suojelua vaativia eliölajeja tai luontoarvoja.

Tällöin haittojen ja riskien määrittämisessä on sovellettava kynnysarvoja tai muita tarkoitukseen soveltuvia vertailuarvoja ja menetelmiä. Näihin sisältyvät laskennallinen arvio lasten altistumisesta, ravintokasvien, elintarvikkeiden ja sisäilman pitoisuuksien mittaaminen ja laskennallinen määrittäminen sekä tarkennetut ekologiset tutkimukset. Muita vertailuarvoja ja menetelmiä on sovellettava myös silloin, kun kohteessa esiintyy haitta-aineita, joille ei ole annettu kynnys- ja ohjearvoja.

Öljyhiilivetyjen ja syanidin kynnys- ja ohjearvot eivät perustu samaan teoreettiseen riskitarkasteluun kuin muilla PIMA-asetuksen liitteessä mainituilla aineilla, mutta niiden määrittelyssä on otettu karkeasti huomioon

esim. aineiden kulkeutumismahdollisuus ja hajuhaitat. Koska jokaiseen määritellyistä öljyhiilivetyjakeista (>C5-C10, >C10-C21, >C21-C40) kuuluu ominaisuuksiltaan erilaisia aineita, öljyhiilivetyjen aiheuttamien haittojen ja riskien suuruutta ei voida yleensä luotettavasti arvioida pelkästään ohjearvoilla. Öljyhiilivetyjen riskinarvioinnissa on siksi määritettävä myös tarkempien hiilivetyfraktioiden ja yksittäisten avainyhdisteiden pitoisuudet, joille voidaan tehdä oma viitearvovertailu (ks. liite 10). Syanidin kynnys- ja ohjearvot perustuvat suoraan ulkomaisiin viitearvoihin, koska aineesta saatavilla olleiden tietojen perusteella sille ei voitu luotettavasti laskea yleisiä viitearvoja. Siksi syanidille on suositeltavaa tehdä aina erillinen riskinarviointi, jossa tulisi huomioida uusien tutkimustietojen sekä aineen esiintymismuoto maaperässä.

#### 4.6.1.2

##### Soveltaminen yleisenä vertailuarvona

Jos ohjearvojen yleinen soveltuvuus vertailuarvoksi edellä mainitut tekijät huomioon ottaen on todettu, niitä voidaan yleensä käyttää suoraan yleisinä vertailuarvoina pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen sekä puhtaustavoitteiden määrittelyssä. Tämä tarkoittaa, että näissä tapauksissa ohjearvojen voidaan yleensä katsoa tuottavan riittävän varovainen arvio haittojen ja riskien suuruudesta. Perustelut arviointialueiden rajoitukselle ja vertailussa käytettävien pitoisuuksien valinnalle on kuitenkin esitettävä ja arvioitava. Tällöin on olennaista pohtia päätöksenteon tavoitteita (esim. kuinka tarkka käsitys pitoisuuksien alueellisesta jakautumisesta päätöksenteossa tarvitaan) ja käytössä olevien pitoisuustietojen epävarmuutta (esim. kuinka luotettavasti ohjearvon alittuminen tai ylittyminen tietyllä alueella voidaan arvioida). Käytännössä rajoituksen perusteena tulisi olla suurin pinta-ala tai tilavuus, jonka rajojen sisällä pitoisuusvaihtelulla ei ole merkitystä ja jonka edustava pitoisuus voidaan riittävän luotettavasti määrittää.

Esimerkiksi sellaista näytteenottoa, jonka perusteella voidaan varmuudella todeta joko- kaisen kohdekiinteistöltä otetun yksittäisen maanäytteen alittavan alemman ohjearvon, ei ole yleensä mahdollista toteuttaa.

**Kun ohjearvoja sovelletaan yleisinä vertailuarvoina, vertailussa käytettävä ohjearvo valitaan ensisijaisesti kohteen maankäytön perusteella.** Riskien kannalta herkkyydeltään tavanomaisessa maankäytössä vertailuarvona käytetään alemmaa ohjearvoa. Tavanomaisella maankäytöllä tarkoitetaan esim. asuin-, puisto- ja virkistysalueita. Teollisuus-, varasto- tai liikennealueella tai muulla vastaavalla epäherkemällä alueella voidaan soveltaa ylempää ohjearvoa. Vastaavalla alueella tarkoitetaan esimerkiksi päällystettyjä työpaikka-alueita, joilla ei ole asuinrakennuksia. Käytännössä myös samassa kohteessa voidaan käyttää sekä alempia että ylempiä ohjearvoja erityisesti, jos kohde on laaja ja sillä on toiminnoiltaan toisistaan poikkeavia osa-alueita (esim. asuin- ja puistotontit sekä liikennealueet). Samassa kohteessa voidaan myös soveltaa alempia ohjearvoja pintamaalle ja ylempiä ohjearvoja pohjamaalle, jos tämä todetaan tarkoituksenmukaiseksi.

Ohjearvovertailussa kohteen jakamista liian pieniin osa-alueisiin tulee välttää, koska edustavan pitoisuuden määrittäminen jokaiselle osa-alueelle ei ole tällöin käytännössä realistista. Hyvin laaja arviointialueen rajausta voi tarkoittaa esim. sitä, että alueen sisällä on osa-alueita, joissa ohjearvot ylittyvät, vaikka pitoisuudet olisivatkin keskimäärin ohjearvoa pienempiä. Silloin, kun kohteen haitta-ainelähteet ovat tarkasti rajattuja, ohjearvovertailu voidaan kohdistaa myös suoraan näille alueille, jos tämä on päätöksenteon kannalta tarkoituksenmukaista (esim. kun tavoitteena on poistaa tunnistettu päästölähde ohjearvotasoon).

**Kynnsyarvon alittuessa maaperän haitta-aineiden aiheuttamia kulkeutumis-, terveys- ja ekologisista riskejä voidaan pitää merkityksettömän pieninä kohteen maan-**

**käytöstä ja ympäristöolosuhteista riippumatta.** Toisaalta myös näissä tapauksissa on kiinnitettävä huomiota arviointialueiden rajaukseen ja pitoisuuksien edustavuuteen.

#### 4.6.1.3

**Soveltaminen terveysriskien arvioinnissa**

Ohjearvojen määrittämisessä terveysriskejä on arvioitu kahden maankäyttökenaarion kautta. Näillä alueilla on laskettu ihmisten teoreettinen keskimääräinen päivittäinen altistuminen yksittäisille haitta-aineille, ja laskettua kokonaisaltistumista on verrattu sallittuun enimmäissaantiin. Ohjearvon perustana oleva viitearvo ( $SHP_{ter}$  ja  $SHPT_{ter}$ ) on asetettu tasoon, jossa laskennallinen altistuminen vastaa sallittua enimmäissaantiin.

Terveysperusteisten alempien ohjearvojen ( $SHP_{ter}$ ) lähtökohtana on ollut maankäyttökenaario, jossa altistumistavat ja -reitit ovat:

- maan tahaton nieleminen, alueella kotitalouskäyttöön viljeltyjen ravintokasvien syöminen ja talousveden juominen (koskee vain aineiden kulkeutumista vesijohdotukseen eli pohjaveden käyttöä talousvetenä ei ole otettu huomioon);
- sisäilman ja ulkoilman (sis. haihtuvat yhdisteet ja pöly) hengitys sekä suihkuvedestä (talousvesi) haihtuvien yhdisteiden hengitys;
- ihokosketus maan ja suihkuveden (talousvesi) kanssa.

Siten terveysperusteiset ohjearvot ja  $SHP_{ter}$  -arvot soveltuvat terveysriskien määrittämiseen ainoastaan näillä altistumisreiteillä. Useimmilla haitta-aineilla **alueella viljeltävien ravintokasvien syöminen, maan nieleminen ja sisäilman hengittäminen ovat olleet laskennallisesti merkittävimmät altistumisreitit ja vastaavat ohjearvoissa yleensä yli 90 % lasketusta kokonaisaltistumisesta.**

Terveysperusteisten ylempien ohjearvojen määrittämisessä (SHPT<sub>ter</sub>) on tarkasteltu seuraavia altistumisreittejä:

- tahaton maan nieleminen,
- sisäilman, ulkoilman ja pölyn hengitys sekä
- ihokosketus maan kanssa.

Tässä osa alemman ohjearvon perusteena olevan viitearvon (SHP<sub>ter</sub>) altistumisreiteistä (ravintokasvit ja talousvesi) ja altistujista (lapset) on rajattu tarkastelun ulkopuolelle. Lisäksi on käytetty lyhyempää altistumisaikaa kuin asuinaluekenaariossa.

Maaperän terveysperusteisten ohje- ja viitearvojen perustana olevat standardikohde-tyypit saattavat poiketa tarkasteltavasta kohteesta ja aineiden kulkeutuminen ja niille altistuminen voivat olla erilaisia myös samaan maankäyttötarkoitukseen käytetyillä alueilla. Ohje- ja viitearvojen tapauskohtainen soveltuvuus terveysriskinarvioon sellaisenaan määräytyy sen perusteella, miten hyvin tarkasteltava kohde vastaa standardiskenaariota (esim. ovatko altistumisreitit samoja) ja mihin suuntaan mahdolliset erot vaikuttavat (riskien ali- tai yliarviointi). Määrittämisperusteistaan johtuen ohje- ja viitearvot ovat useimmiten todellisia terveysriskejä yliarvioivia mm. päällistetyillä alueilla sekä kohteissa, joissa ei viljellä ravintokasveja, joilla ei ole rakennuksia tai joissa haitta-aineet esiintyvät pintamaata syvemmissä maakerroksissa. Terveysperusteisten ohje- ja viitearvojen määrittämisessä ei ole toisaalta otettu huomioon kaikkia yksittäisessä kohteessa terveysriskiä mahdollisesti lisääviä tekijöitä, kuten kohteen pohjaveden käyttöä talousvetenä, muista lähteistä aiheutuvaa tausta-altistumista ja mahdollisia haitallisia yhteisvaikutuksia. Tämän lisäksi laskennallinen altistuminen on keskimääräistetty (lyijyä ja PCDD/F-yhdisteitä lukuun ottamatta) ihmisen koko eliniälle, mikä tarkoittaa, että laskennallinen päivittäinen altistuminen lapsella ylittää sallitun

enimmäissaantiarvon. Kaikki tekijät huomioon ottaen voidaan kuitenkin arvioida, että terveysperusteisiin ohjearvoihin pohjautuva pitoisuusvertailu tuottaa yleensä suhteellisen varovaisen arvion terveysriskien suuruudesta, jos arviointialueiden rajausta ja pitoisuuksien valinta on tehty tarkoituksenmukaisesti.

#### 4.6.1.4

Soveltaminen ekologisten riskien arvioinnissa

Lähtökohtana ekologisin perustein annetun alemman ohjearvon määrittämisessä on ollut pitoisuustaso, joka kirjallisuudessa esitettyjen ekotoksisuustestien tulosten mukaan voi olla haitallinen noin puolelle maaperän eliöistä tai mikrobiologisista prosesseista (HC50<sub>NOEC</sub>).

Nämä HC50-arvot ja niihin perustuvat maaperän ekologiset viitearvot (SHP<sub>eko</sub>) on johdettu joko tilastollisesti lajien herkkyysjakaumalta, arviointikertoimien avulla tai vesieliötestien tuloksista jakautumislaskentaan perustuen. Metalleilla SHP<sub>eko</sub>-arvon määrittämiseksi HC50-arvoon on lisätty metallin keskimääräinen luontainen pitoisuus suomalaisessa maaperässä. Tässä on oletettu, että eliöstö on sopeutunut arvioitavassa ympäristössä valitsevaan taustapitoisuuteen.

Maaperän ylempien ohjearvojen perustana olevat ekologiset viitearvot (SHPT<sub>eko</sub>) on asetettu pääsääntöisesti kaksi kertaa SHPe-ko- ja HC50-arvoja suuremmiksi.

Maaperän ekologisin perustein määritettyjen ohje- ja viitearvojen asettamisessa käytetty toksisuustestiaineisto on useiden haitta-aineiden osalta puutteellinen, mistä syystä ohje- ja viitearvoihin sisältyy huomattavaa epävarmuutta. Koska käytettyyn laskentatapaan ja kirjallisuustietoihin perustuvat viitearvot

eivät huomioi monia ekologisia vaikutuksia todellisuudessa vähentäviä tekijöitä (ks. luku 4.9.3), ekologisiin ohje- ja viitearvoihin perustuvan pitoisuusvertailun voidaan kuitenkin yleensä katsoa tuottavan suhteellisen varovainen arvio ekologisten haittojen ja riskien suuruudesta, jos arviointialueiden rajausta ja pitoisuuksien valinta on tehty tarkoituksenmukaisesti.

#### 4.6.2

### Terveydensuojelun vertailuarvot

Terveydensuojelun lähtökohtana pilaantuneella alueella on rajoittaa ihmisten altistuminen alueen haitta-aineille mahdollisimman vähäiseksi. **Altistumista voidaan yleensä pitää vähäisenä, kun pitkän ajan keskimääräinen päivittäinen altistuminen yksittäiselle haitta-aineelle alittaa aineelle terveysperustein annetun sallitun enimmäissaantiarvon.**

Suosituksien terveydensuojelun vertailuarvoiksi tyypillisille haitta-aineille on esitetty taulukossa 2. Näitä sovelletaan arvioitaessa pilaantuneen alueen haitta-aineiden aiheuttamaa terveysriskiä jatkuvassa, pitkäaikaisessa altistumisessa. Vertailuarvot ovat pääosin samoja kuin maaperän ohjearvojen määrittämisessä käytetyt enimmäissaantiarvot.<sup>86</sup> Tiettyjen aineiden vertailuarvoja on kuitenkin muutettu vastaamaan uusimpia WHO:n asettamia enimmäissaantiarvoja.

Altistuminen arvioidaan ja sitä verrataan enimmäissaantiarvoon aina erikseen aikuiselle ja lapselle. Hengityksen kautta tapahtuvan altistumisen osalta arvioissa tulisi käyttää esitettyä hengitysilman sallittua enimmäispitoisuutta. Muille kuin taulukossa 2 esitetyille aineille sallittuina **enimmäissaantiarvoina on käytettävä luotettavien organisaatioiden asettamia ja yleisesti hyväksyttyjä enimmäissaantiarvoja** (esim. WHO, RIVM, U.S.EPA ja Health Canada). Myös taulukon 2 enimmäissaantiarvot voidaan korvata muilla viitearvoilla silloin, kun se on uusimman tutkimustiedon perusteella tarkoituksenmukaista. Myös aineen mahdollinen esiintyminen eri muodoissa eri altistumisreiteillä ja tämän vaikutus viitearvoon on tarvittaessa huomioitava.

Syöpävaarallisten aineiden (genotoksiset karsinogeenit) osalta taulukon 2 enimmäissaantiarvot on määritetty siten, että päivittäinen elinikäinen altistuminen kyseisellä annostasolla vastaa lisäsyöpäriskiä  $10^{-5}$  eli yhtä ylimääräistä syöpätapausta eliniän aikana sadantuhannen ihmisen joukossa (1/100 000). Tämä vastaa tyypillistä terveysriskien arviointikäytäntöä mm. useimmissa EU-maissa.

Terveysriskien arviointia ja enimmäissaantiarvojen soveltamista on selostettu tarkemmin luvussa 4.8.

<sup>86</sup> Reinikainen, J. 2007. Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittäisperusteet.



Taulukko 2. Terveysriskin arvioinnissa suositeltavat haitallisten aineiden sallitut enimmäisaantiarvot ja hengitysilman sallitut enimmäispitoisuudet. Arviossa voidaan soveltaa myös muita yleisesti hyväksyttyjä enimmäisaantiarvoja, jos se on uusimman tutkimustiedon perusteella tarkoituksenmukaista.

Genotoksisten karsinogeenien viitearvot määritetty siten, että päivittäinen elinikäinen altistuminen kyseisellä annostasolla vastaa lisäsyöpäriskiä  $10^{-5}$ . TDI = Tolerable Daily Intake = sallittu päivittäinen enimmäisaanti. TCA = Tolerable Concentration in Air = sallittu hengitysilman enimmäispitoisuus.

Aine	TDI [µg/kg-d]	Peruste	TCA [µg/m <sup>3</sup> ]	Peruste
Antimoni	6	WHO 2011	-	
Arseeni	1	RIVM 2001/Reinikainen 2007	1	Ks.TDI
Elohopea, epäorgaaninen	2	RIVM 2001/WHO 2011	-	
Elohopea, orgaaninen	0,1	RIVM 2001/Reinikainen 2007	-	
Elohopea, metallinen	-		0,2	RIVM 2001
Kadmium	0,5	RIVM 2001/Reinikainen 2007	-	
Koboltti	1,4	RIVM 2001/Reinikainen 2007	0,5	Ks.TDI
Kromi (III), liukoinen	5	RIVM 2001/Reinikainen 2007	-	
Kromi (III), liukenematon/metallinen	5000	RIVM 2001	60	Ks.TDI
Kromi (VI)	5 <sup>3)</sup>	RIVM 2001	0,00025 <sup>2)</sup>	Ks.TDI
Kupari	140	RIVM 2001/Reinikainen 2007	1	Ks.TDI
Lyijy	1,8	RIVM 2001/Reinikainen 2007	-	
Molybdeeni	10	RIVM 2001	12	Ks.TDI
Nikkeli	50	RIVM 2001/Reinikainen 2007	0,05	Ks.TDI
Sinkki	500	RIVM 2001/Reinikainen 2007	-	
Vanadiini	9	U.S.EPA 1996/Reinikainen 2007	-	
Syanidi	50 <sup>4)</sup>	RIVM 2001	25 <sup>4)</sup>	Ks.TDI
MTBE	300	RIVM 2004	2600	RIVM 2004
Bentseeni	3,3 <sup>1)</sup>	RIVM 2001/Reinikainen 2007	1,7 <sup>2)</sup>	WHO 2010
Tolueeni	223	RIVM 2001/Reinikainen 2007	400	Ks.TDI
Etylibentseeni	100	RIVM 2001/Reinikainen 2007	770	Ks.TDI
Ksyleenit	150	RIVM 2001/Reinikainen 2007	870	Ks.TDI
Antraseeni	40	RIVM 2001/Reinikainen 2007	-	
Bentso(a)antraseeni	0,5 <sup>1)</sup>	RIVM 2001/Reinikainen 2007	-	
Bentso(a)pyreeni	0,05 <sup>1)</sup>	RIVM 2001/Reinikainen 2007	0,00012 <sup>2,5)</sup>	WHO 2010
Bentso(k)fluoranteeni	0,5 <sup>1)</sup>	RIVM 2001/Reinikainen 2007	-	
Fenantreeni	40	RIVM 2001/Reinikainen 2007	-	
Fluoranteeni	5 <sup>1)</sup>	RIVM 2001/Reinikainen 2007	-	
Naftaleeni	40	RIVM 2001/Reinikainen 2007	10	WHO 2010
Alifaaatit >EC5-EC8	2000	RIVM 2001/Reinikainen 2007	-	
Alifaaatit > EC8-EC16	100	RIVM 2001/Reinikainen 2007	1000	Ks.TDI
Alifaaatit >EC16-EC35	2000	RIVM 2001/Reinikainen 2007	-	

Aine	TDI [µg/kg-d]	Peruste	TCA [µg/m³]	Peruste
Aromaattit >EC8-EC16	40	RIVM 2001/Reinikainen 2007	200	Ks. TDI
Aromaattit >EC16-EC35	30	RIVM 2001/Reinikainen 2007	-	
Dikloorimetaani	60	RIVM 2001/Reinikainen 2007	3000	Ks. TDI
Vinyyliloridi	0,06 <sup>1)</sup>	RIVM 2001/Reinikainen 2007	0,36 <sup>2)</sup>	Ks. TDI
Dikloorieteenit	6 <sup>6)</sup>	RIVM 2001/Reinikainen 2007	30	Ks. TDI
Trikloorieteenit	50	RIVM 2001/Reinikainen 2007	23 <sup>2)</sup>	Ks. TDI
Tetrakloorieteenit	16	RIVM 2001/Reinikainen 2007	250	Ks. TDI
Triklooribentseenit	8 <sup>7)</sup>	RIVM 2001/Reinikainen 2007	50	WHO 2010
Tetraklooribentseenit	0,3 <sup>8)</sup>	U.S.EPA 1991/Reinikainen 2007	-	
Pentaklooribentseenit	0,8	U.S.EPA 1988/Reinikainen 2007	-	
Heksaklooribentseenit	0,016 <sup>1)</sup>	RIVM 2001/Reinikainen 2007	0,075 <sup>2)</sup>	Ks. TDI
Monokloorifenolit	5 <sup>9)</sup>	U.S.EPA 1993/Reinikainen 2007	-	
Dikloorifenolit	3 <sup>10)</sup>	U.S.EPA 1988/Reinikainen 2007	-	
Trikloorifenolit	0,9 <sup>1,11)</sup>	U.S.EPA 1994/Reinikainen 2007	-	
Tetrakloorifenolit	30 <sup>12)</sup>	U.S.EPA 1992/Reinikainen 2007	-	
Pentakloorifenoli	3	RIVM 2001/Reinikainen 2007	-	
PCB	0,01 <sup>13)</sup>	RIVM 2001/Reinikainen 2007	0,5	Ks. TDI
PCDD-PCDF-PCB	0,000002 <sup>14)</sup>	RIVM 2001/Reinikainen 2007	-	
Atratsiini	5	RIVM 2001/Reinikainen 2007	-	
DDT	0,5	RIVM 2001/Reinikainen 2007	-	
Dieldriini	0,1	RIVM 2001/Reinikainen 2007	-	
Endosulfaani	6	U.S.EPA 1994/Reinikainen 2007	-	
Heptakloori	0,0022 <sup>1)</sup>	U.S.EPA 1993/Reinikainen 2007	-	
Lindaani	0,04	RIVM 2001/Reinikainen 2007	-	
TBT	0,3	U.S.EPA 1997/Reinikainen 2007	-	

<sup>1)</sup> CR<sub>oral</sub> = Cancer Risk, oral exposure (syöpäriski, altistuminen ruoansulatuksen kautta)

<sup>2)</sup> CR<sub>inhal</sub> = Cancer Risk, inhalation exposure (syöpäriski, altistuminen hengityksen kautta)

<sup>3)</sup> Ei riittävästi tietoa syöpärisikin arvioimiseksi (CR<sub>oral</sub>), mistä syystä arvo koskee ei-karsinogeenisia vaikutuksia.

<sup>4)</sup> Vapaa syanidi (= syaanivedyn, HCN, ja syaani-ionin, CN<sup>-</sup>, -summa)

<sup>5)</sup> Yleensä partikkeleihin sitoutuneena.

<sup>6)</sup> Perustuen *cis*-1,2-dikloorieteenin toksisuuteen.

<sup>7)</sup> Perustuen 1,2,4-triklooribentseenin toksisuuteen.

<sup>8)</sup> Perustuen 1,2,4,5-tetraklooribentseenin toksisuuteen.

<sup>9)</sup> Perustuen 2-kloorifenolin toksisuuteen.

<sup>10)</sup> Perustuen 2,4-dikloorifenolin toksisuuteen.

<sup>11)</sup> Perustuen 2,4,6-trikloorifenolin toksisuuteen.

<sup>12)</sup> Perustuen 2,3,4,6-tetrakloorifenolin toksisuuteen.

<sup>13)</sup> Perustuen Aroclor 1254:n toksisuuteen.

<sup>14)</sup> WHO-TEQ. Perustuen 2,3,7,8-TCDD:n toksisuuteen.

## Pohjaveden laadun vertailuarvot

Pohjaveden laadun yleiset vertailuarvot määntyvät pohjaveden yleisen suojelutarpeen sekä pohjaveden käytön ja käyttömahdollisuuksien mukaan. Haittojen ja riskien määrittämiseen ja vertailuarvojen soveltamiseen vaikuttavat myös muut pohjaveden haitta-aineiden aiheuttamat ympäristö- ja terveysriskit, haitta-ainelähteen sijainti suhteessa pohjavedenpinnan tasoon, pilaantumisen ajankohta sekä pohjaveteen mahdollisesti jo tapahtunut kulkeutuminen.

Tärkeät ja vedenhankintaan soveltuvat pohjavesialueet

Pohjaveden suojelutarpeen voidaan pohjaveden pilaamiskiellon mukaisesti katsoa olevan suurimmillaan vedenhankinnan kannalta tärkeillä ja muilla vedenhankintaan soveltuvilla pohjavesialueilla (ympäristöhallinnon pohjavesiluokituksen luokat I ja II). Tällöin **haittojen ja riskien suuruutta pohjaveden laadulle arvioidaan ensisijaisesti pohjaveden talousvesikäyttöön soveltumisen kannalta.**

Suosituksien pohjaveden laadun vertailuarvoiksi tyypillisille haitta-aineille pohjavesialueilla on esitetty taulukossa 3. Näitä vertailuarvoja käytetään ensisijaisesti hyväksyttävää pohjavesipäästöä tai maaperän pitoisuutta määritettäessä silloin, kun haitta-aineiden päästölähde on kokonaan vajovesikerroksessa eikä aineita ole vielä kulkeutunut pohjaveteen. Tällöin vertailuarvoja sovelletaan ensisijaisesti pilaantumisen alapuolisessa, noin yhden metrin paksuisessa, sekoittumiskerroksessa, johon päästön voidaan olettaa tasaisesti sekoittuvan ja josta pitoisuus voidaan tarvittaessa luotettavasti määrittää (kuva 7).

Sekoittumiskerrokseen voidaan rajata tapauskohtaisesti myös muulla tavoin, jos se kohteen ominaisuuksien kannalta on tarkoituksenmukaista.

Haittoja ja riskejä pohjaveden laadulle voidaan yleensä pitää vähäisinä, kun pohjaveden

edustava haitta-ainepitoisuus pilaantuneen alueen sekoittumiskerroksessa alittaa vertailuarvon pitkänkin ajan kuluessa. **Arvioissa on otettava aina huomioon tiedot päästöhistoriasta, aineiden kulkeutumisominaisuuksista sekä tehdyistä pitoisuusmittauksista.** Laskennallisissa arvioissa tarkasteltavan aikajakson on yleensä oltava vähintään 200 vuotta. Pohjaveden laatuun kohdistuvan haitan ja riskin määrittämisessä on otettava huomioon myös kokonaiskuormitus (haitta-aineiden massavirta) pohjaveteen, johon vaikuttavat mm. päästölähteen mittasuhteet ja sitä huuhtovan vajoveden virtaama sekä päästölähteen ja pitoisuuksien vähenemä esim. biohajoamisen seurauksena.

Taulukossa 3 esitetyt pohjaveden laadun vertailuarvot vastaavat ensisijaisesti uusimpia WHO:n esittämiä enimmäispitoisuuksia juomavedelle<sup>87</sup>. Niille aineille, joille WHO:n enimmäispitoisuutta ei ole annettu, vertailuarvoksi on asetettu talousveden laatuvaatimus (sosiaali- ja terveysministeriön asetukset 442/2014 ja 401/2001) tai se on määritetty terveysperusteisen enimmäissaantiarvon (ks. luku 4.6.2) perusteella (oletukset: pohjaveden käyttö juomavetenä 2 litraa päivässä, 60 kg aikuinen käyttäjä, pohja-/juomaveden osuus TDI-arvosta 10 %). Riskinarvioinnissa näitä periaatteita voidaan soveltaa myös sellaisille aineille, joille taulukossa 3 ei ole erikseen annettu vertailuarvoa. Tässä on kuitenkin otettava huomioon, että sekä WHO:n enimmäispitoisuuksien että STM:n talousveden laatuvaatimusten määrittäysperusteet vaihtelevat osin ainekohtaisesti, eivätkä arvot ole aina suoraan terveysperusteisia. Tämän lisäksi on tarvittaessa huomioitava muut pohjaveden käyttökelpoisuuteen vaikuttavat aineominaisuudet, kuten haju ja maku sekä biohajoavuus. Erityisesti monilla orgaanisilla haitta-aineilla, kuten öljyhiilivedyillä, haju- ja makukynnys voi olla selvästi terveysperusteista enimmäispitoisuutta pienempi. Toisaalta juuri öljyhiilivedyt myös hajoavat pohjavedessä luontaisesti.

<sup>87</sup> WHO. 2011. Guidelines for Drinking-water Quality - 4th ed.

Taulukko 3. Tärkeillä ja muilla vedenhankintaan soveltuvilla pohjavesialueilla käytettäväksi suositellut pohjaveden laadun vertailuarvot. Juomaveden otto-/käyttöpaikoilla (esim. kaivot) pohjaveden tulee lisäksi täyttää voimassa olevat talousveden laatuvaatimukset ja muut juomaveden kannalta olennaiset laatuksiteerit (esim. haju ja maku). Vertailuarvot annettu vain aineille, joiden vesiliukoisuus ylittää haitalliseksi arvioitujen pitoisuuden ja kulkeutuminen veden mukana liukoisessa muodossa merkittävässä määrin on mahdollista.

Aine	Vertailuarvo pohjavesialue [µg/L]	Peruste	Vertailuarvo otto-/käyttöpaikka (STM 2014/2001) [µg/L]	Haju-/makukynnys [µg/L]
Antimoni	20	WHO 2011	5	
Arseeni	10	WHO 2011	10	
Elohopea	6 <sup>1,2)</sup>	WHO 2011	1	
Kadmium	3 <sup>2)</sup>	WHO 2011	5	
Koboltti	5	TDI	-	
Kromi	50	WHO 2011	50	
Kupari	2000 <sup>2)</sup>	WHO 2011	2000	
Lyijy	10	STM 2000	10	
Molybdeeni	70 <sup>3)</sup>	WHO 2011	-	
Nikkeli	70	WHO 2011	20	
Sinkki	1500 <sup>2)</sup>	TDI	-	
Vanadiini	30	TDI	-	
Syanidit	50	STM 2000	50	
Bentseeni	10	WHO 2011	1	
Tolueeni	700	WHO 2011	-	24...170
Etylibentseeni	300	WHO 2011	-	2...200
Ksyleenit	500 <sup>2)</sup>	WHO 2011	-	20 ...1800
Asenafteni	180	TDI	-	
Naftaleeni	60	TDI	-	2,5...6
Dikloorietaanit	30 <sup>4)</sup>	WHO 2011	-	
Dikloorieteenit	50 <sup>5)</sup>	WHO 2011	-	
Dikloorimetaani	20	WHO 2011	-	
Trikloorieteeni	20	WHO 2011	10	
Tetrakloorieteeni	40	WHO 2011	10	
Vinyylilkloridi	0,3	WHO 2011	0,5	
Kloorifenolit	10 <sup>6)</sup>	STM 2000	10 <sup>6)</sup>	0,1...2 <sup>7)</sup>
Torjunta-aineet	-	-	0,1 <sup>8,9)</sup>	
Torjunta-aineet yhteensä	-	-	0,5 <sup>8)</sup>	
MTBE	50	-	-	15...40
Alifaatit > EC8-EC10	300	TDI	-	
Aromaattit > EC8-EC16	120	TDI	-	
Aromaattit > EC16-EC21	90	TDI	-	

<sup>1)</sup> Epäorgaaninen elohopea.

<sup>2)</sup> Ekologisesti haitaton pitoisuus pintavedessä huomattavasti esitettyä arvoa pienempi.

<sup>3)</sup> Laskennallinen arvo, virallista ohjearvoa ei ole annettu.

<sup>4)</sup> Määritetty 1,2-dikloorietaanille.

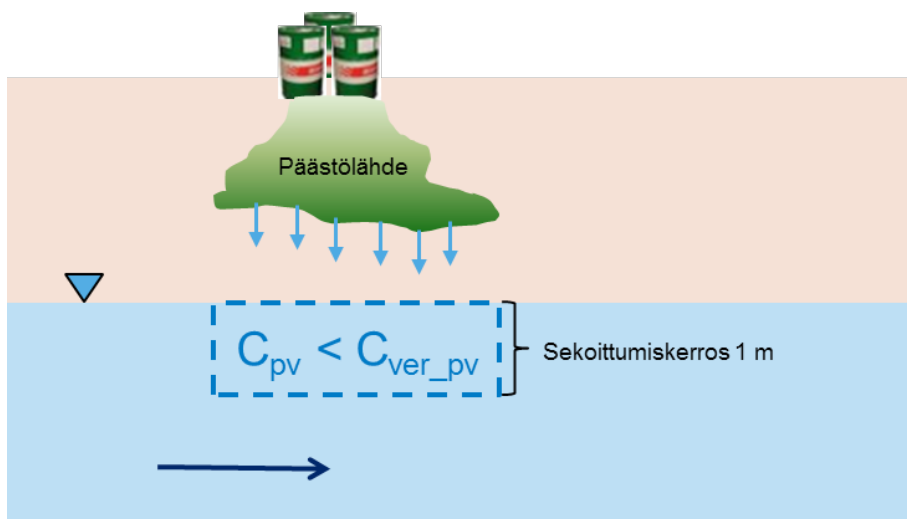
<sup>5)</sup> Määritetty 1,2-dikloorieteenille.

<sup>6)</sup> Tarkoitettut yhdisteet tri-, tetra- ja pentakloorifenoli.

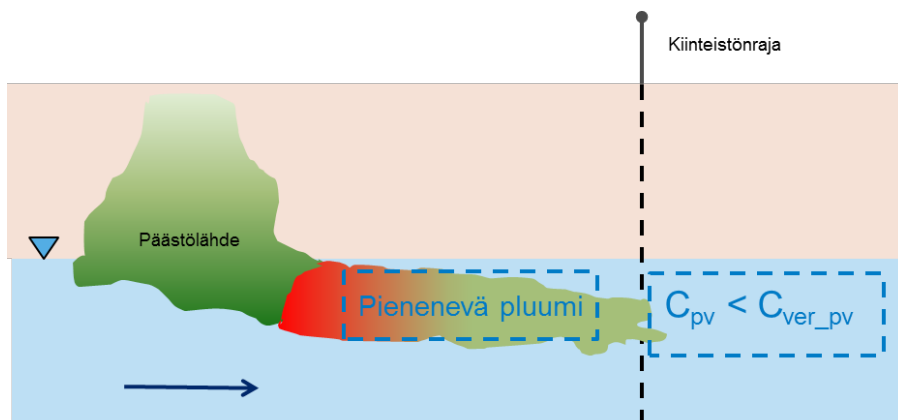
<sup>7)</sup> Vaihtelee yhdistekohtaisesti: pienin haju-/makukynnys monoisomeereille.

<sup>8)</sup> Tarkoitettut yhdisteet orgaanisia hyönteis-, rikkaruoho-, sien-, ankeris-, punkki-, levä- ja jyrsijämyrkyjä, orgaanisia limantorjunta-aineita sekä muita vastaavia tuotteita sekä yhdisteiden metabolia-, hajoamis- ja reaktiotuotteita.

<sup>9)</sup> Aldriinin, dieldriinin, heptakloorin ja heptaklooriepoksidin laatuvaatimus 0,030 µg/l.



Kuva 7. Pohjaveden vertailuarvojen soveltaminen tärkeällä tai muulla vedenhankintaan soveltuvalla pohjavesialueella, kun päästölähde on kokonaan vajovesikerroksessa. Pohjaveden edustavan pitoisuuden ( $C_{pv}$ ) tulee alittaa pohjaveden vertailuarvo ( $C_{ver\_pv}$ ) pitkänkin ajan kuluessa.



Kuva 8. Pohjaveden vertailuarvojen soveltaminen tärkeällä tai muulla vedenhankintaan soveltuvalla pohjavesialueella, kun päästölähde on kokonaan tai osittain kyllästyneessä kerroksessa. Pohjaveden vertailuarvon ylittyminen paikallisesti voidaan yleensä hyväksyä, jos haitta-ainepluumi pienenee kohtuullisessa ajassa (tai epäorgaanisten aineiden osalta ei kasva) ja pohjaveden edustava pitoisuus ( $C_{pv}$ ) kiinteistönrajalla alittaa vertailuarvon ( $C_{ver\_pv}$ ) pitkänkin ajan kuluessa.

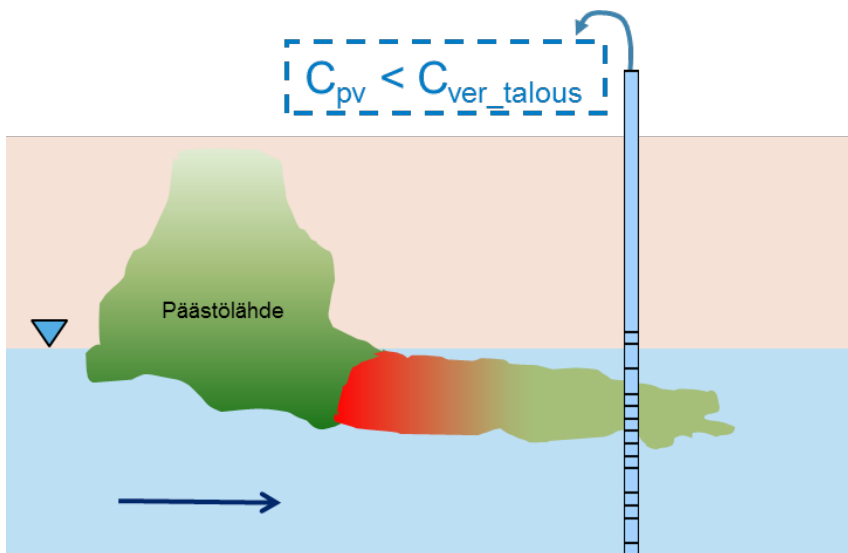
Jos päästölähde on kokonaan, osittain tai ajoittain pohjaveden pinnan alapuolella, haitta-aineita pääsee huuhtoutumaan suoraan pohjaveteen. Vanhoissa pilaantumistapauksissa pohjaveteen on voinut kulkeutua haitta-aineita vajoveden mukana myös pohjavedenpinnan yläpuolisista maakerroksista. Tällöin taulukossa 3 esitettyjen vertailuarvojen ylittyminen pohjavedessä paikallisesti voidaan yleensä hyväksyä, jos riskinarvioinnilla voidaan luotettavasti osoittaa, että:

- orgaanisten haitta-aineiden pitoisuudet pohjaveden virtaussuunnan alapuolella vähenevät nykyisestä kohutuullisessa ajassa (esim. biohajoamisen ja/tai suoritettujen kunnostustoimenpiteiden seurauksena) ja epäorgaanisten aineiden pitoisuudet eivät kasva ja
- haitta-aineita ei leviä alueen ulkopuolelle siinä määrin, että vertailuarvot voivat ylittyä toisella kiinteistöllä.

Näissä tapauksissa pohjaveden suojelun keskeisenä lähtökohtana on siis haitta-aineiden leviämisen estäminen ja vaikutusalueen rajaaminen päästölähteen läheisyyteen ts. haitta-ainepluumin hallinta (kuva 8).

#### Pohjaveden otto- ja käyttöpaikat

Riippumatta siitä, sijaitseeko pilaantunut alue pohjavesialueella tai sen ulkopuolella, pohjaveden otto- ja käyttöpaikoilla pohjaveden laadun on oltava tarkoitukseen soveltuvaa. Siten esim. juomavesikäytössä olevissa tai siihen tarkoitetuissa kaivoissa, vedenottamoilla tai lähteissä pohjaveden laadun tulee täyttää voimassa olevat talousveden laatuvaatimukset taikka muut kunnan terveydensuojeluviranomaisen tai vesilaitoksen erikseen määrittelemät laatuvaatimukset.



Kuva 9. Pohjaveden vertailuarvojen soveltaminen pohjaveden otto-/käyttöpaikalla. Pohjaveden edustavan pitoisuuden ( $C_{pv}$ ) tulee alittaa talousveden laatuvaatimukset ( $C_{ver\_talous}$ ).

Jos laatuvaatimuksia ei ole annettu, vertailuarvoina käytetään uusimpia WHO:n juomaveden enimmäispitoisuuksia tai ne määritetään sallituista enimmäissaantiarvoista (ks. taulukko 2). Vertailuarvon määrittelyssä on otettava huomioon myös muut talousvesikäytön kannalta olennaiset tekijät, kuten haju ja maku, silloin, kun terveysperusteinen enimmäispitoisuus- tai saantiarvo on näitä suurempi.

Niissä vedenotto- tai käyttöpaikoissa, joissa pohjavettä ei käytetä juomavetenä, vaan esim. pesu- tai kasteluvetenä, vertailuarvot arvioidaan tapauskohtaisesti pohjaveden todellista käyttöä koskevien riskien perusteella. Pohjaveden riskiperustaisia vertailuarvoja ja niiden laskentaperusteita on esitetty mm. ruotsalaisessa Kemakta Konsult AB:n julkaisemassa ohjeistuksessa<sup>88</sup>.

#### Muut kaikkia alueita koskevat yleiset periaatteet

**Edellä mainittujen pohjavesialueita ja pohjaveden käyttöpaikkoja koskevien periaatteiden lisäksi** pohjaveden riittävää laatutasoa määritettäessä on varmistettava, **että haitta-aineen päästöstä pohjaveteen tai pohjavedessä jo olevista pitoisuuksia ei aiheudu muuta merkittävää riskiä ympäristölle tai terveydelle pilaantuneella alueella tai sen ulkopuolella.** Riskinarvioinnissa on siten otettava huomioon pohjaveden haitta-aineiden kulkeutumisen mahdolliset seuraukset muiden ympäristönsien laadulle sekä mahdollinen altistuminen pohjaveden haitta-aineille suoraan tai välillisesti. Esimerkiksi pintavedeen purkautuvan pohjaveden hyväksyttävä pitoisuustaso voi tällöin määräytyä pintaveden laatutavoitteiden (ks. luku 4.6.4) ja haihtuvien yhdisteiden hyväksyttävä pitoisuus pohjavedessä sisäilman laatutavoitteiden perusteella (ks. luku 4.6.5).

**Pohjaveden laadun muutoksesta ei tulisi seurata pohjaveden pilaamiskiellossa tarkoitettua edunloukkausta toisen kiinteistön omistajalle.** Edunloukkaus voi syntyä pohjaveden haitta-aineiden kulkeutuessa alueen ulkopuolelle. Tällaisessa tilanteessa riittävää pohjaveden laatutasoa ja hyväksyttäviä pitoisuuksia määritettäessä voi harkiten käyttää taulukossa 3 esitettyjä vertailuarvoja, jos se on kohteessa tarkoituksenmukaista. Näissä tapauksissa pohjaveden laatutavoitteista tulisi kuitenkin aina neuvotella kiinteistönomistajan, pilaantumisen aiheuttajan sekä viranomaisen kesken (ks. luku 5).

#### 4.6.4

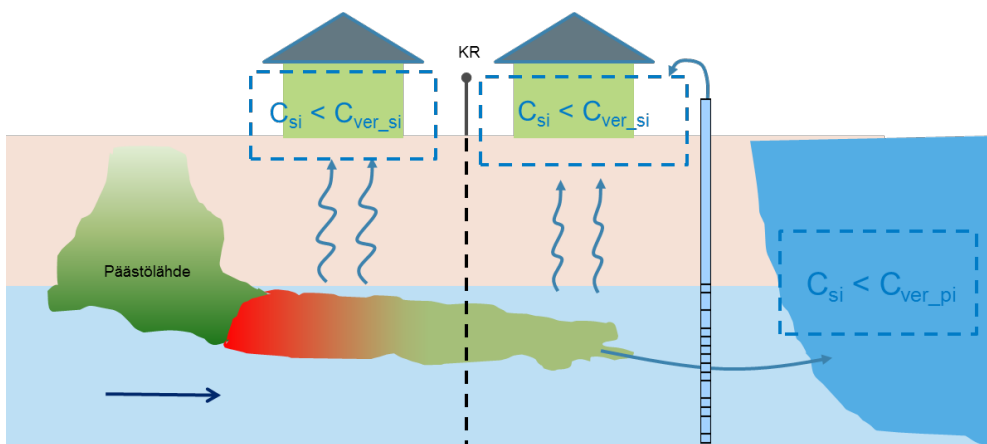
### Pintaveden laadun vertailuarvot

Pintavesien osalta suojelutarve kohdistuu kaikkiin vesialueisiin, joilla on merkitystä joko ekologisten tekijöiden, vedenhankinnan tai virkistyskäytön kannalta. Riskinarvioinnin tavoitteenasettelussa on siten otettava huomioon, että varsinaisten vesistöjen lisäksi myös pienemmillä vesialueilla, kuten noroilla ja ojilla, voi olla paikallista merkitystä esim. harvinaisten lajien elinympäristönä.

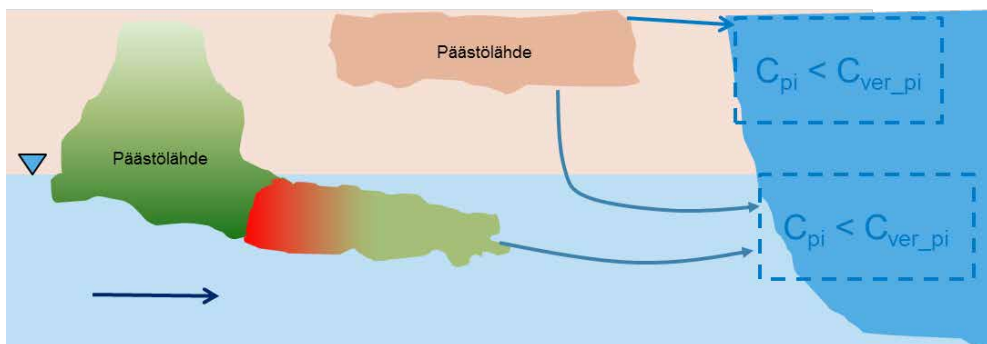
Suositukseset pintaveden laadun yleisistä vertailuarvoista tyypillisille haitta-aineille on esitetty taulukossa 4. Pintavesien laatuun kohdistuvien haittojen ja riskien määrittämisessä vertailuarvoja sovelletaan pilaantuneen alueen purkuvesistön (ml. vesistöä pienemmät vesialueet, jos näillä on todettu suojelutarve) erikseen määrittelyssä sekoitusvyöhykkeessä.

<sup>88</sup> Elert, M. 2006. Rikstvärden för ämnen i grundvatten vid bensinstationer.





Kuva 10. Kaikkia alueita koskevana yleisperiaatteena on, että pohjaveden haitta-ainepitoisuudesta ei saa aiheutua merkittävää ympäristö- tai terveysriskiä alueella tai sen ulkopuolella taikka edunloukkausta toisen kiinteistöllä. Riskinarvioinnin kohde määrittelee arvioinnissa käytettävän vertailuarvon; esim. sisäilman edustavan pitoisuuden ( $C_{si}$ ) tulee alittaa sisäilman vertailuarvo ( $C_{ver\_si}$ ) ja pintaveden edustavan pitoisuuden ( $C_{pi}$ ) pintaveden vertailuarvo ( $C_{ver\_pi}$ ).



Kuva 11. Pintaveden vertailuarvojen soveltaminen. Pintaveden edustavan pitoisuuden ( $C_{pi}$ ) tulee alittaa pintaveden vertailuarvo ( $C_{ver\_pi}$ ) erikseen määriteltävässä sekoittumisvyöhykkeessä pitkänkin ajan kuluessa.

Sekoittumisvyöhykkeellä tarkoitetaan tässä sellaista päästölähteen läheisyydessä olevaa purkuvesistön rajattua osaa, johon pilaantuneelta alueelta purkautuvien vesien voidaan olettaa tasaisesti sekoittuvan ja josta pitoisuus voidaan tarvittaessa luotettavasti määrittää. Vertailuarvon soveltaminen koko purkuvesistön vesimassaan (hyvin pieniä pintavesialueita lukuun ottamatta) ei ole yleensä perusteltua, koska sekoittuminen suureen vesimääriin ei ole tasaista ja useimpiin pintavesiin vaikuttaa samanaikaisesti monia päästö- ja kuormituslähteitä.

Haittoja ja riskejä pintaveden laadulle voidaan yleensä pitää vähäisinä, kun pintaveden haitta-ainepitoisuudet sekoittumisvyöhykkeessä alittavat vertailuarvot pitkänkin ajan kuluessa (vuosikeskiarvona). Lisäksi pintavesiin kohdistuvan haitan ja riskin määrittämisessä on otettava huomioon kokonaiskuormitus (haitta-aineiden massavirta) pintaveteen, johon pitoisuuksien lisäksi vaikuttavat mm. pilaantumamittasuhteet ja sitä huuhtovien valumavesien virtaamat. Tässä on huomioitava myös aineiden mahdollinen kertyminen sedimenttiin ja siitä mahdollisesti aiheutuvat ekologiset riskit.

Taulukon 4 vertailuarvot vastaavat ensisijaisesti VESPA-asetuksessa (1022/2006) asetettuja ympäristönläatunormeja. Niille aineille, joille ympäristönläatunormeja ei ole annettu, vertailuarvojen perustana on EU-riskinarvioinnin PNEC-arvo tai muu vastaavaan tieteelliseen arviointiin perustuva haitatonta tai vähäistä haittaa kuvaava ekologinen viitearvo (esim.

kynnys- ja ohjearvojen määrittäisperusteena käytetty HC5-arvo). Pintavedessä luonnostaan esiintyvillä aineilla (metallit ja puolimetallit) taulukon 4 vertailuarvoin voidaan riskinarvioinnissa lisätä aineen alueellinen taustapitoisuus silloin, kun se on luotettavasti tiedossa.

Taulukon 4 vertailuarvot perustuvat aineiden myrkyllisyyteen vesieliöille ja ne kuvaavat haitatonta tai vähäistä riskiä aiheuttavaa pitoisuutta. Ekologisten riskien kohdekohtaisessa arvioinnissa yleisiä vertailuarvoja tulee soveltaa harkiten ja täydentää mahdollisuuksien mukaan muilla viitearvovertailuilla (ks. luku 4.9). Haittojen ja riskien suuruus vesistöjen pohjasedimentin laadulle (esim. kulkeutuminen kolloideina tai maapartikkeleihin sitoutuneena) sekä sedimentissä oleville haitta-aineille on tarvittaessa arvioitava myös erikseen.

Pintaveden yleiset vertailuarvot eivät sovellu pintaveden käyttöön liittyvien terveysriskien arviointiin. Tehtyjen riskinarviointien ja muiden vertailuarvojen perusteella (esim. talousveden laatuvaatimukset ja ulkomaiset viitearvot vesien maatalouskäytölle<sup>89</sup>) niiden voidaan kuitenkin olettaa olevan yleisesti riittävän alhaisia muun kuin pintaveden juomavesikäytön kannalta (esim. peseytymis- ja löylyvesi, puutarhan kasteluvesi, kalastus ja uiminen). Tarvittaessa pintaveden käytöstä aiheutuvia terveysriskejä on kuitenkin arvioitava erikseen.

Pilaantuneiden alueiden erityispiirteistä johtuen muuhun pilaavaan toimintaan verrattuna oheiset suositukset poikkeavat osin siitä, mitä ympäristönläatunormeista ja sekoittumisvyöhykkeestä säädetään VESPA-asetuksessa.

<sup>89</sup> Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Agriculture. <http://st-ts.ccme.ca/>

Taulukko 4. Suositukset pintaveden laadun yleisiksi vertailuarvoiksi. Metallien osalta taulukon vertailuarvoon voidaan lisätä aineen alueellisesti luontainen taustapitoisuus. AA-EQS = Ympäristölaatuunormi aritmeettisena vuosikeskiarvona sisämaan pintavesille (Vna 1022/2006); PNEC = Arvioitu haitaton pitoisuus (EU Risk Assessment Reports, EU-RAR; Reinikainen 2007<sup>90</sup>/RIVM 2001<sup>91</sup>; RIVM 2004<sup>92</sup>).

Aine	Vertailuarvo [ $\mu\text{g/L}$ ]	Peruste
Antimoni	113	PNEC, EU-RAR
Arseeni	24	PNEC, RIVM 2001/Reinikainen 2007
Elohopea	0,05	AA-EQS
Kadmium	0,08-0,25 <sup>1)*</sup> /2 <sup>**</sup>	AA-EQS
Koboltti	0,5	PNEC, RIVM 2004
Kromi	3,4 <sup>2)</sup>	PNEC, EU-RAR
Kupari	7,8	PNEC, EU-RAR
Lyijy	7,2	AA-EQS
Molybdeeni	29	PNEC, RIVM 2004
Nikkeli	20	AA-EQS
Sinkki	3,1-7,8 <sup>3)</sup>	PNEC, EU-RAR
Vanadiini	4,1	PNEC, RIVM 2004
Syanidi	0,23 <sup>4)</sup>	PNEC, RIVM 2001
MTBE	2600	PNEC, EU-RAR
Bentseeni	10 <sup>*</sup> / 8 <sup>**</sup>	AA-EQS
Tolueeni	74	PNEC, EU-RAR
Etylibentseeni	100	PNEC, EU-RAR
Ksyleenit	8,6	PNEC, RIVM 2001/Reinikainen 2007
Antraseeni	0,1	AA-EQS
Bentso(a)antraseeni	0,012	PNEC, EU-RAR
Asenaftteeni	3,8	PNEC, EU-RAR
Bentso(a)pyreeni	0,05	AA-EQS
Bentso(k)fluoranteeni	0,017	PNEC, EU-RAR
Fenantreeni	1,3	PNEC, EU-RAR
Fluoranteeni	0,1	AA-EQS
Naftaleeni	2,1 <sup>*</sup> / 1,2 <sup>**</sup>	AA-EQS
Dikloorimetaani	20	AA-EQS
Dikloorieteenit	74	PNEC, RIVM 2001/Reinikainen 2007
Trikloorieteeni	115	PNEC, EU-RAR
Tetrakloorieteeni	10	AA-EQS
Triklooribentseenit	0,4	AA-EQS
Tetraklooribentseenit	1,2	PNEC, RIVM 2001/Reinikainen 2007

<sup>90</sup> Reinikainen, J. 2007. Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittäysperusteet.

<sup>91</sup> Verbruggen, E. ym. 2001. Ecotoxicological serious risk concentrations for soil, sediment and (Ground)water: updated proposals for first series of compounds.

<sup>92</sup> Van Vlaardingen, P. ym. 2005. Environmental Risk Limits for Nine Trace Elements.

Aine	Vertailuarvo [ $\mu\text{g/L}$ ]	Peruste
Pentaklooribentseeni	0,007	AA-EQS
Heksaklooribentseeni	0,01	AA-EQS
Monokloorifenolit	6	PNEC, RIVM 2001/Reinikainen 2007
Dikloorifenolit	2,1	PNEC, RIVM 2001/Reinikainen 2007
Trikloorifenolit	1,7	PNEC, RIVM 2001/Reinikainen 2007
Tetrakloorifenolit	0,3	PNEC, RIVM 2001/Reinikainen 2007
Pentakloorifenoli	0,4	AA-EQS
Atratsiini	0,6	AA-EQS
DDT	0,025	AA-EQS
Dieldriini <sup>5)</sup>	0,01* / 0,005**	AA-EQS
Endosulfaani	0,005* / 0,0005**	AA-EQS
Heptakloori	0,0086	PNEC, RIVM 2001/Reinikainen 2007
Lindaani	0,02* / 0,002**	AA-EQS
TBT	0,0002	AA-EQS

\* Sisämaan pintavedet / \*\* muut pintavedet

<sup>1)</sup> Riippuen veden kovuusluokasta (ks.VNa 1022/2006; liite I C)

<sup>2)</sup> Määritetty kromi VI:lle ( $\text{Cr}^{6+}$ ). PNEC ( $\text{Cr}^{3+}$ ) = 4,7

<sup>3)</sup> 3,1  $\mu\text{g/L}$ , jos  $\text{CaCO}_3 < 24 \text{ mg/l}$  ja 7,8  $\mu\text{g/L}$  jos  $\text{CaCO}_3 < 24 \text{ mg/l}$ .

<sup>4)</sup> Määritetty vapaalle syanidille ( $\text{HCN} + \text{CN}^-$ )

<sup>5)</sup> Aldriini, dieldriini, endriini ja isodriini yhteensä.

#### 4.6.5

### Sisäilman laadun vertailuarvot

**Pilaantuneella alueella ilmanlaatua koskevat tavoitteet liittyvät ensisijaisesti rakennusten sisäilmaan.** Ihminen viettää suuren osan ajastaan sisätiloissa, mistä syystä rakennusten sisäilma on riskinarvioinnin ja -hallinnan näkökulmasta olennainen suojelunkohde. Vaikka sisäilma-altistumista tarkastellaan tarvittaessa aina osana terveysriskinarviointia, hyvää sisäilman laatua voidaan pitää myös itseisarvona ja viihtyvyystekijänä, jota ei saa vaarantaa. Koska sisäilman laatua voivat huonontaa lukuisat eri tekijät (mm. rakennustekniikka ja -materiaalit, ilmastointi- ja lämmitysratkaisut, kalusteet ja tekstiilit, ulkoilman hiukkaset ja maaperän radon sekä rakennuksen käyttö ja kunnossapito), haitallisten aineiden kulkeutumista raken-

nusten sisäilmaan pilaantuneelta alueelta on pyrittävä rajoittamaan. Siten myös sisäilman laatutavoitteet on usein perusteltua asettaa tiukemmiksi kuin pelkän yksittäisen aineen altistumiseen liittyvän terveysriskien perusteella voisi edellyttää. Tätä lähtökohtaa tukevat myös terveydensuojelua ja rakentamista koskevat säädökset, ohjeet ja määräykset.

Sisäilman kemiallisen laadun arviointiin käytetään haihtuvia orgaanisia yhdisteitä (VOC) ja niiden kokonaispitoisuutta (TVOC). Suositus sisäilman laadun yleiseksi vertailuarvoksi haihtuvien yhdisteiden kokonaispitoisuudelle on esitetty taulukossa 5.

Taulukko 5. Suositus sisäilman laadun yleiseksi vertailuarvoksi haihtuvien yhdisteiden kokonaispitoisuudelle (TVOC).

Aine	Vertailuarvo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Peruste
TVOC <sup>1)</sup>	250	TTL:n asettama työympäristön sisäilman viitearvo. Pitoisuus vastaa työympäristön tavanomaisen TVOC-pitoisuuden ylärajaa.

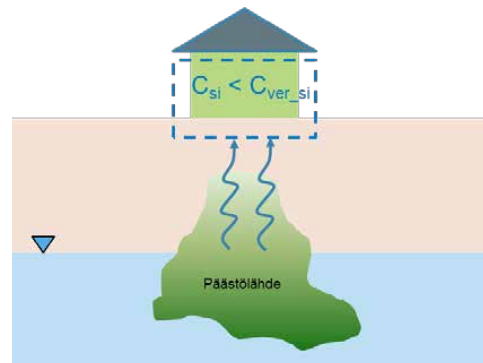
<sup>1)</sup> TVOC-alue kattaa n-heksaanin ja n-heksadekaanin välisen alueen kromatogrammissa TC-GD-MS-menetelmällä (termodesorptio-kaasukromatografia-massaspektrometri) määritettynä. ISO 16000-6, 16017-1, 16017-2.

Suomalaisissa toimistotyöympäristöissä sisäilman haihtuvien yhdisteiden tavanomaiset pitoisuudet ovat tasoa  $50\text{--}250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , ja sisäilman kokonaispitoisuuden (TVOC) viitearvoksi on asetettu  $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ <sup>93</sup>. Viitearvoa käytetään sisäilmaongelmien tunnistamiseen ja sen ylittyessä suositellaan lisäselvitystä päästölähteistä ja mahdollisuuksien mukaan torjuntatoimenpiteitä päästöjen ja/tai altistumisen vähentämiseksi. STM:n asumisterveysoppaassa viitteellinen ohjearvo sisäilmalle on  $600 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja tavanomaiseksi pitoisuudeksi mainitaan  $200\text{--}300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ <sup>94</sup>. STM:n ohjearvo on tarkoitettu teollisuuskiinteistöjä lukuunottamatta kaikille sisäympäristöille. Teollisissa työympäristöissä pitoisuudet ovat yleensä noin kertaluokkaa suurempia kuin toimistotyöympäristöissä työympäristöissä. Sisäilman TVOC-pitoisuuden viitearvo teollisuusympäristöissä on  $3000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Sisäilman ohjeelliset viitearvot eivät suoraan ilmennä mahdollisia terveyshaittoja aiheuttavia pitoisuuksia** toisin kuin hengitysilman sallitut enimmäispitoisuudet, mutta näillä pitoisuustasoilla voi olla yhteys mm. hajuhaittoihin ja asumisviihtyvyyden vähentymiseen<sup>95</sup>. Sisäilman laatuun kohdistuvien haittojen ja riskien määrittämisessä vertailuarvoina tulee käyttää sekä terveysperustein määritettyjä enimmäispitoisuuksia että sisäilmalle annettuja ohjeellisia viitearvoja.

Tämän ohjeen suositus asuin- ja toimistotyöympäristöjen rakennusten TVOC-pitoisuuden yleiseksi vertailuarvoksi (taulukko 5) vastaa TTL:n asettamaa sisäilman viitearvoa. Tämä arvo ( $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ei perustu sallittuun enimmäisaltistumiseen kuten taulukon 2 arvot, mutta se tulee ottaa huomioon arvioitaessa haitta-aineiden kulkeutumista sisäilmaan ja siitä aiheutuva riskiä sisäilman laadulle. Tämän lisäksi arvioinnissa on otettava huomioon yksittäisten haihtuvien yhdisteiden pitoisuudet suhteessa näille esitettyihin terveysperusteisiin vertailuarvoihin (ks. taulukko 2). TVOC-pitoisuuden vertailuarvolla on merkitystä erityisesti niillä herkästi haihtuvilla öljyhiilivedyillä, joiden terveysperusteiset enimmäissaantiarvot ovat kyseistä arvoa suurempia.

Haittoja ja riskejä sisäilman laadulle voidaan yleensä pitää vähäisinä, kun sisäilman haihtuvien yhdisteiden pitoisuudet alittavat vertailuarvot lyhyen ja pitkän ajan kuluessa.



Kuva 12. Sisäilman vertailuarvojen soveltaminen. Sisäilman edustavan pitoisuuden ( $C_{si}$ ) tulee alittaa sisäilman vertailuarvo ( $C_{ver\_si}$ ) lyhyen ja pitkän ajan kuluessa.

<sup>93</sup> Työterveyslaitos 2012. Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden kokonaispitoisuuden (TVOC) tavoitetasot teollisten työympäristöjen yleisilmassa.

<sup>94</sup> Sosiaali- ja terveysministeriö. 2009. Asumisterveysopas.

<sup>95</sup> Tuomi, T. 2012. Asumisterveysohjeen mukaiset kemialliset analyysit.







#### 4.7

### Kulkeutumisriskien arviointi

Kulkeutumisriskillä tarkoitetaan tässä ohjeessa pilaantuneen alueen haitta-aineiden kulkeutumisesta aiheutuvaa haittaa tai riskiä, joka kohdistuu ensisijaisesti ympäristön laatuun tarkasteltavalla alueella tai sen ulkopuolella. Tämän lisäksi kulkeutumista tarkastellaan yleensä osana terveysriskien ja ekologisten riskien arviointia, jolloin haitta ja riski määritellään vasta kulkeutumisen seurauksena arvioidun altistumisen perusteella.

#### 4.7.1

### Tavoitteet ja rajaukset

Kulkeutumisriskin arvioinnin yleisenä tavoitteena on maaperästä muihin ympäristönsiin ja tarkasteltavan kohteen ulkopuolelle aiheutuvien haitta-ainepäästöjen ja päästöjen seurauksena ympäristön laatuun vaikuttavien muutosten määrittäminen.

Ympäristön laatua koskevia muutoksia on tarkasteltava lyhyen ja pitkän ajan kuluessa erityisesti pohjavedessä, pintavesissä ja rakennusten sisäilmassa. Siksi kulkeutumisriskien arvioinnissa mitataan ja arvioidaan haitta-aineiden pitoisuuksia näissä ympäristönosissa. Arviossa on kiinnitettävä erityistä huomiota mitattujen pitoisuuksien ja näiden perusteella tehtyjen arvioiden edustavuuteen (ks. luku 4.5). Hyväksyttävää laatumuutosta arvioidaan ensisijaisesti yleisten vertailuarvojen perusteella, joiden käyttöä on selostettu luvussa 4.6.

Kulkeutumisriskien arvioinnissa määritettäviä haitta-aineiden pitoisuustietoja tarvitaan myös ihmisten ja eliöstön altistumisen arvioimiseksi. Tätä tarkoitusta varten pitoisuuksia on arvioitava kaikissa ympäristönosissa, joiden kautta altistuminen voi olla merkittävää.

**Kulkeutumisriskien arviointi edellyttää tarkasteltavan ympäristönosan alueellista rajausta tai sellaisen tarkastelupisteen määrittelyä, jonka suhteen kulkeutumista arvioidaan** (esim. pohja- tai pintaveden sekoittumisvyöhyke, pohjaveden ottamo, kiinteistönraja tai rakennuksen asuintila). Tämän lisäksi on usein valittava tarkasteltavan aikajakson pituus (arvioinnin ajallinen raja).

Kulkeutumisriskin arviointi voidaan rajata niihin aineisiin, joiden kulkeutuminen tarkasteltavaan ympäristönsosaan tai ympäristönsosassa on aineiden esiintymisen, pitoisuuksien ja ominaisuuksien vuoksi todennäköisintä tai joiden osalta riskit voivat muodostua merkittäviksi jo pienissä pitoisuuksissa. Perustelut rajaukselle on esitettävä.

Pitoisuuksien lisäksi kulkeutumisriskien arvioinnissa on usein tarpeellista arvioida kulkeutuvien haitta-aineiden kokonaismäärää ja pitoisuuksien ajallista kehittymistä (massataseet).

Arvioitavia tekijöitä voivat olla mm.:

- alueen ulkopuolelle aiheutuva kokonaiskuormitus
- päästöt pinta-alaa ja aikayksikköä kohti
- haitta-aineen kulkeutumis aika tiettyyn ympäristönsosaan tai tarkastelupisteeseen
- pitoisuuksien muutokset (trendit) tiettyissä tarkastelupisteissä
- haitta-aineiden liukenemisen, hajoamisen ja haihtumisen tai ympäristöolosuhteiden muutosten aiheuttama päästöjen ja pitoisuuksien vähentyminen tai lisääntyminen pitkän ajan kuluessa
- alkuperäisten päästöjen suuruuden ja ajankohdan selvittäminen jo tapahtuneen kulkeutumisen perusteella
- maaperän ja pohjaveden suunniteltujen tai toteutettujen kunnostustoimien ja luontaisen puhdistumisen vaikutus päästöjen ja pitoisuuksien vähentymiseen sekä
- maaperän ja pohjaveden suunniteltujen tai toteutettujen kunnostustoimien aiheuttamat (kunnostuksen aikaiset) päästöt.



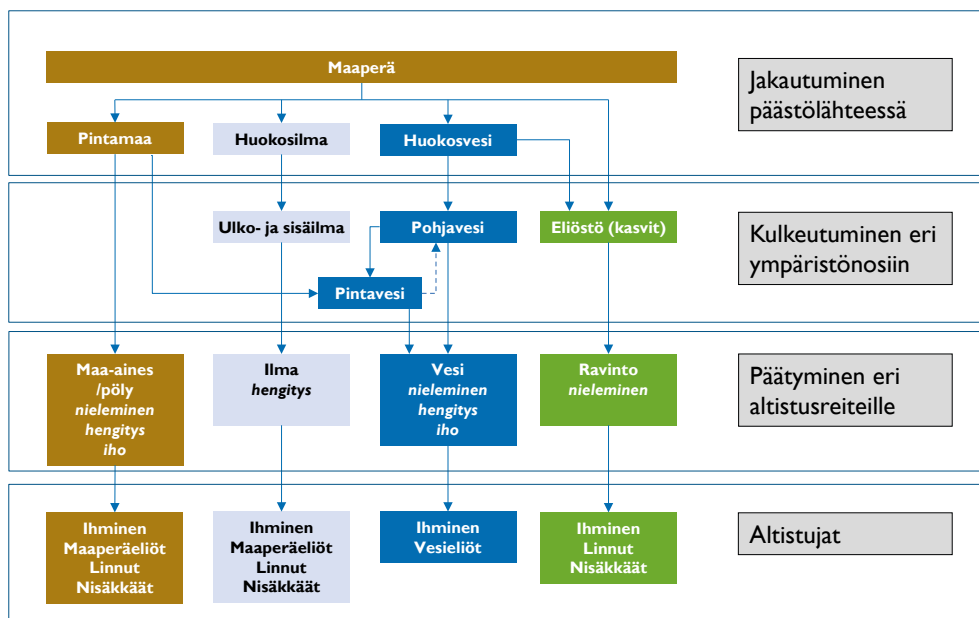
Seuraavassa on kuvattu haitta-aineiden jakautumista ja kulkeutumista maaperässä ohjaavia tekijöitä ja prosesseja. Lisäksi on selostettu lyhyesti haitta-aineiden pitoisuuksiin arviointia vajo- ja pohjavedessä sekä huokos- ja sisäilmassa, jotka ovat kulkeutumisen ja altistumisen kannalta yleensä tärkeimpiä reittejä. Yksinkertaisia laskentakaavoja, joita kulkeutumisriskien arvioinnissa voi tapauskohtaisesti soveltaa, on esitetty liitteessä 9. Lisätietoa kulkeutumisriskien arvioinnista on saatavilla runsaasti kirjallisuudesta.

#### 4.7.2

### Haitta-aineiden kulkeutumista ohjaavat prosessit

Haittojen ja riskien määrittäminen edellyttää arviota haitta-aineiden jakautumisesta maan aineksen, huokosveden ja huokosilman välillä maaperän oletetussa päästölähteessä. Jakautumisen perusteella arvioidaan aineiden kulkeutuminen päästölähteestä ympäristön eri osiin ja altistumisreiteille.

Haitta-aineiden jakautumista ja kulkeutumisesta säätelevät monet fysikaaliset, kemialliset ja biologiset prosessit. Näistä tärkeimpiä ovat liukeneminen, haihtuminen, pidentyminen, advektio, dispersio, diffuusio ja biohajoaminen.



Kuva 13. Haittojen ja riskien määrittäminen edellyttää arviota haitta-aineiden jakautumisesta päästölähteessä ja niiden kulkeutumisesta ympäristön eri osiin ja altistusreiteille.

#### 4.7.2.1

##### Jakautuminen päästölähteessä

**Haitta-aineen jakautumisen maaperässä tai muussa matriisissa (esim. jätetäyttö tai sedimentti) voidaan yleensä arvioida olevan tasapainotilassa.** Tämä tarkoittaa, että haitta-aineen pitoisuusosuudet maa-aineksen, huokosveden ja huokosilman suhteen eivät muutu, vaikka ainetta siirtyykin koko ajan näiden faasien välillä.

Riskinarvioinnissa haitta-aineen pidättymistä ja liukenemistä päästölähteessä (sorption/desorptio) arvioidaan yleensä maa-maavesi-jakautumiskertoimella eli  $K_d$ -arvolla. Se ilmaisee haitta-aineen maahan pidättyvän ja veteen liukenevan pitoisuusosuuden suhteen tasapainotilassa. Laskennallisesti huokosveden pitoisuus voidaan arvioida  $K_d$ -arvon ja maaperästä mitatun edustavan (kokonais) pitoisuuden perusteella (ks. liite 9).

$K_d$ -arvoon vaikuttavat sekä haitta-aineen että maaperän ominaisuudet (mm. pH-redox-suhteet, orgaanisen ja hienoaineksen määrä sekä raudan, alumiinin ja mangaanin oksidit). Yleensä haitta-aineiden pidätyminen heikentyy siirryttäessä pintamaasta syvempiin maakerroksiin. Esimerkiksi pohjavesivyöhykkeessä  $K_d$ -arvo voi olla jopa kertaluokkia orgaanisen pintamaan  $K_d$ -arvoa pienempi.

$K_d$ -arvoja on esitetty kirjallisuudessa erityisesti epäorgaanisille yhdisteille (metallit ja puolimetallit). Nämä perustuvat yleensä eri metalliyhdisteillä ja ominaisuuksiltaan erilaisille maanäytteille tehtyihin määrittäksiin, minkä seurauksena  $K_d$ -arvojen vaihteluväli yksittäiselle aineelle voi olla hyvin laaja. Tästä syystä metallien  $K_d$ -arvot tulisi määrittää mahdollisuuksien mukaan aina kohdekohtaisesti.  $K_d$ -voidaan määrittää kohteen maanäytteistä laboratoriossa useilla eri menetelmillä.  $K_d$ -arvojen määrittämismenetelmiä ja niissä

huomioonotettavia seikkoja on kuvattu mm. GTK:n julkaisuissa<sup>96, 97</sup>.

Orgaanisten haitta-aineiden  $K_d$ -arvot voidaan määrittää kertomalla maan orgaanisen hiilen pitoisuus haitta-ainekohtaisella  $K_{oc}$ -arvolla (jakautumiskerroin orgaanisen hiilen ja veden välillä), jolle on esitetty lukuarvoja kirjallisuudessa (ks. myös suositukset liitteessä 9). Orgaanisen hiilen pitoisuus voidaan määrittää suoraan hiilianalysaattorilla tai esim. hehkutushäviöstä (orgaanisen aineen kokonaismäärä); orgaanista hiiltä maaperän orgaanisesta aineesta voidaan yleensä arvioida olevan 58 %

Orgaanisten ja tiettyjen epäorgaanisten (esim. elohopea) haitta-aineiden haihtumista huokoskaasuun arvioidaan höyrynpaineen ja Henryn lain vakion avulla. Näistä Henryn lain vakio kuvaa aineen haihtuvuutta vesiliuoksesta.

#### 4.7.2.2

##### Kyllästymispitoisuus

Haitta-aineiden liukoisuus, haihtuvuus ja maaperän pidätyskyky asettavat rajoituksia aineiden jakautumiselle eri faasien välillä. Näitä rajoituksia voidaan kuvata ns. kyllästymispitoisuuden avulla (ks. liite 9). Kyllästymispitoisuudessa haitta-aineen tasapainotilan pitoisuus huokosvedessä vastaa aineen enimmäisvesiliukoisuutta, joka määrittelee enimmäispitoisuuden myös huokosilmalle ja maa-aineksen orgaaniseen hiileen sitoutuneelle pitoisuusosuudelle (ei koske maaperän huokostilassa kapillaarivoimien vaikutuksesta pysyvää jäännösfasaa). Kyllästymispitoisuuden yläpuolella päästöt maaperästä huokosilman kautta ulko- tai sisäilmaan tai huokosveden kautta liukoisessa muodossa pohjaveteen eivät periaatteessa voi lisääntyä, vaikka pitoisuus maaperässä nousisi kuinka suureksi tahansa.

<sup>96</sup> Tarvainen, T. ja Jarva, J. 2009. Maaperän  $K_d$ -arvot ja geokemiallinen koostumus Pirkanmaalla ja Uudellamaalla.

<sup>97</sup> Tarvainen, T. ym. 2011. Haitta-aineiden kulkeutumisen arviointi Mansikkakuopan ampumarata-alueella.

Kulkeutumisriskien arvioinnissa kylästämisepitoisuuden huomioonottaminen on tärkeää erityisesti niukkaliukoisilla ja heikosti haihtuvilla orgaanisilla yhdisteillä. Vesiliukoisuuden asettama rajoitus kulkeutuvuudelle voidaan ottaa huomioon myös epäorgaanisilla haitta-aineilla silloin, kun se on luotettavasti arvioitavissa.

Kyllästämisepitoisuuden perusteella ei voida kuitenkaan suoraan arvioida NAPL-faasissa esiintyvien aineiden käyttäytymistä. Esimerkiksi raskaiden alifaattisten öljyhiihivetyjen kulkeutuminen jäännösöljyfaasista pohjaveteen ja edelleen veden mukana öljykolloideina voi olla selvästi suurempaa kuin aineiden teoreettisten vesiliukoisuuksien ja maaperän kyllästämisepitoisuuksien perusteella voisi olettaa. Haihtuvuuden suhteen ylärajan huokosilman pitoisuudelle NAPL-faasin osalta (jäännös- ja vapaa faasi) taas määrittelee aineelle ominainen kylläisen höyryn paine. Pitoisuus kylläisen höyryn paineessa voi ylittää selvästi kyllästämisepitoisuutta vastaavan huokosilman enimmäispitoisuuden. Toisaalta on syytä ottaa huomioon, että useita aineita sisältävässä NAPL-seoksessa yksittäisen aineen liukoisuus ja höyrynpaine ovat pienempiä kuin tyypillisesti puhtaille aineille määritetyt teoreettiset enimmäisarvot.

#### 4.7.2.3

##### Advektio, dispersio ja diffuusio

**Advektio tarkoittaa prosessia, jossa veteen liuennut tai ilmaan haihtunut aine leviää vesi- tai ilmavirtauksen mukana virtauksen keskimääräisestä nopeudesta riippuen.** Advektio on veteen liuenneiden aineiden merkittävin kulkeutumismekanismi. Pohjaveden pinnan yläpuolella advektioon perustuva kulkeutuminen määräytyy vajoveden ja kylästyneessä vyöhykkeessä pohjaveden virtaaman perusteella. Huokosilmassa advektio on seuraus paine-eroista, joka saa aikaan kaasuja mukanaan kuljettavan ilmavirran. Paine-eron kasvaessa myös advektioon perustuva ilma-virta voimistuu.

**Hydrodynaaminen dispersio aiheutuu suurelta osin vedenjohtavuuden paikallisista vaihteluista.** Se levittää veteen liuenneen aineen pitoisuusjakamaa ja pienentää enimmäispitoisuuksia. Toisaalta dispersion seurauksena osa veteen liuenneista haitta-aineista kulkeutuu aina advektioon perustuvaa keskimääräistä arviota nopeammin. Dispersiota tapahtuu kolmiulotteisesti, ja sitä voidaan kuvata dispersiokertoimilla, joihin vaikuttavat mittakaava ja tarkasteltava etäisyys. Dispersiokertoimet voidaan määrittää kohdetutkimuksilla, mutta yleensä ne voidaan arvioida riittävällä tarkkuudella myös kirjallisuustietojen perusteella. Yleensä dispersiokerroin virtauksen suunnassa on noin kertaluokkaa suurempi kuin leveys- tai poikittaissuunnassa, ja vähintään kaksi kertaluokkaa suurempi kuin syvyys-suunnassa.

**Molekulaarinen diffuusio on prosessi, jossa haitta-aine kulkeutuu suuremman pitoisuuden alueesta pienempään.** Pitoisuusgradientin suuruus määrittelee diffuusion voimakkuuden. Maaperässä diffuusio kuljettaa sekä veteen liuenneita että huokosilmaan haihtuneita aineita. Huokosilmassa diffuusio on selvästi nopeampaa. Veteen liuenneiden aineiden kulkeutumisessa diffuusiolla on merkitystä lähinnä hyvin heikosti vettä johtavissa maakerroksissa. Maaperässä diffuusion aiheuttamaa virtausta voidaan arvioida ”vapaalle” ilmalle ja vedelle esitettyjen kirjallisuusarvojen avulla, jotka muunnetaan riskinarvioinnissa maaperän diffuusiokertoimeksi ottamalla huomioon maaperän veden ja ilman täyttämien huokosten osuus (ks. liite 9).

#### 4.7.2.4

Hidastunut kulkeutuminen veden mukana

**Kulkeutumisriskien ajallisen ulottuvuuden kannalta keskeisin prosessi on sorptio, joka hidastaa haitta-aineen kulkeutumista ainetta kuljettavan vajoveden tai pohjaveden virtaamaan verrattuna.** Hidastunut kulkeutumisnopeus voidaan arvioida hidastumiskertoimen avulla, joka määräytyy pääosin haitta-aineen  $K_d$ -arvon perusteella. Maaperässä hidastumiskerroin voidaan yleensä arvioida tasapainotilassa ns. lineaarisen adsorptioisotermin perusteella (ks. liite 9). Pidättyminen voi kuitenkin olla myös tätä heikompaa esim. silloin, kun haitta-ainetta kuljettava veden virtaus on hyvin nopeaa.

Kun hidastumiskertoimella jaetaan haitta-ainetta kuljettavan vajoveden tai pohjaveden keskimääräinen virtausnopeus, saadaan haitta-aineen teoreettinen hidastunut kulkeutumisnopeus. Maa-ainekseen voimakkaasti pidättyvillä aineilla tämä voi olla jopa useita kertaluokkia veden virtausnopeutta hitaampi. **Haitta-aineen hidastuneen kulkeutumisen huomioon ottaminen on tärkeää arvioitaessa haitta-aineen teoreettisia kulkeutumisaikoja pohjaveteen tai pohjaveden mukana esimerkiksi vedenottamolle.** Lisäksi hidastuminen levittää pitoisuusjakamaa, mikä tyypillisesti vähentää haitta-aineen pitoisuushuippuja.

Hidastumiskerointa arvioitaessa on otettava huomioon, että edellä jakautumislaskennan yhteydessä kuvattujen  $K_d$ -arvojen perusteella määritetään käytännössä haitta-aineiden pidättymistä ja liukenemistä (sorptio/desorptio) vain päästölähteessä. Samojen  $K_d$ -arvojen perusteella ei voida suoraan arvioida vajoveden mukana kulkeutuvien aineiden pidättymistä maa-ainekseen syvemmissä, puhtaammissa, maakerroksissa tai pohjaveden mukana kylästyneessä vyöhykkeessä. Tästä syystä haitta-aineen hidastuneen kulkeutumisen arvioimiseksi vajovedessä tai pohjavedessä on yleensä käytettävä toisia  $K_d$ -arvoja. Pidättymistä kuvaava  $K_d$ -arvo voidaan määrittää erilaisilla sorptiotesteillä (ks. luku 4.5.8) tai arvioida kirjallisuustiedon perusteella.

#### 4.7.2.5

Luontainen biohajoaminen

Maaperässä on luontaisesti mikrobeja, jotka pystyvät hajottamaan suotuisissa olosuhteissa useita orgaanisia haitta-aineita. Luontainen biohajoaminen on merkittävää erityisesti monilla öljyhiilivedyillä sekä maaperässä (sis. huokosilma) että pohjavedessä.

**Luontainen biohajoaminen voidaan ottaa huomioon kulkeutumisriskien arvioinnissa silloin, kun hajoaminen on todennäköistä.** Tämä edellyttää riittävää todistusaineistoa hajoamisesta kohteen olosuhteissa (esim. todettujen pitoisuuksien vertaamisen teoreettiseen kulkeutumiseen ilman hajoamista). Niillä aineilla, joilla luontaisen biohajoamisen on todettu yleisesti olevan huomattavaa Suomen maaperä- ja pohjavesiolosuhteissa (esim. tietyt öljyhiilivedyt), hajoamista voidaan tarkastella myös kirjallisuustietojen perusteella (esim. hajoamisnopeusvakiot). Myös näissä tapauksissa biohajoaminen on kuitenkin pystyttävä tarvittaessa varmentamaan pitoisuusmittauksin ja geokemiallisten määritysten avulla.

Biohajoamisen osoittamiseksi pohjavedessä tyypillisesti tarvittavia geokemiallisia määrittäjiä ovat mm. happi-, nitraatti-, rauta-, sulfaatti-, bikarbonaatti- ja metaanipitoisuudet (ks. liite 11). Haihtuvien yhdisteiden mahdollista biohajoamista voidaan pyrkiä osoittamaan mm. maaperän eri syvyyksiltä otettujen kaasunäytteiden avulla (mm. haitta-aine-, happi- ja metaanipitoisuudet).

Biohajoaminen voi olla myös epätäydellistä, jolloin hajoaminen voi johtaa alkuperäisiä yhdisteitä haitallisempien muuntumistuotteiden syntymiseen.

#### 4.7.3

### Kulkeutuminen vajo- ja pohjavedessä

Pohjaveden pinnan yläpuolisessa päästölähteessä huokosveteen liukeneva aine voi kulkeutua maahan imeytyvän vajoveden mukana pohjaveteen. Pohjaveden pinnan alapuolella olevasta päästölähteestä haitta-aineet pääsevät liukenemaan suoraan pohjaveteen. Pohjavedessä aineet kulkeutuvat pohjavesivirtauksen mukana.

#### 4.7.3.1

##### Vajoveden pitoisuuksien arviointi

Vajoveden haitta-ainepitoisuuksia voidaan määrittää suoraan maaperästä esim. lysimetrialä otetuista vesinäytteistä silloin, kun maaperän kosteus on riittävä (esim. sateiden tai lumien sulamisen jälkeen). Lysimetrien käyttöön voi kuitenkin sisältyä merkittäviä epävarmuuksia koskien mm. lysimetriin kertyvän veden kulkeutumisreittejä ja viipymää, vedenkeräys-aikaa sekä lysimetrin asennuksen vaikutusta maavedestä analysoituihin pitoisuuksiin<sup>98</sup>. Tästä syystä lysimetrien sijoittaminen ja näytteenotto on suunniteltava huolellisesti.

Vajoveden haitta-ainepitoisuuksia on usein tarkoituksenmukaista arvioida myös laskennallisesti. Erityisesti yksinkertaisessa, **ensimmäisen vaiheen arvioinnissa, vajoveden haitta-ainepitoisuuden voidaan olettaa vastaavan  $K_d$ -arvon perusteella arvioitua huokosveden pitoisuutta ja pysyvän muuttumattomana** (pysyvä päästölähde). Tämä on lähtöoletuksena myös useimmissa laskentamalleissa. Usein vajoveden pitoisuuden oletetaan myös vastaavan arvioitua päästölähteen huokosvesipitoisuutta kaikilla vajovesikerroksen syvyytasoilla. Tämä lisää arvioinnin varovaisuutta.

Käytännössä maaperässä alaspäin kulkeutuvan vajoveden pitoisuudet jakautuvat maaprofiilissa uudelleen ja pienenevät ajan suhteen mm. dispersion, hidastumisen ja päästölähteen vähentymisen seurauksena. Näiden prosessien vaikutusta voidaan arvioida koh-

teessa sekä laskennallisesti että mittauksilla. **Kulkeutumisen ajallisen ulottuvuuden huomioimiseksi on tärkeää arvioida erityisesti haitta-aineen hidastunutta kulkeutumista, varsinkin silloin, kun etäisyys päästölähteestä pohjaveden pintaan on suuri ja haitta-aineet ovat suhteellisen heikosti kulkeutuvia.**

**Päästölähde voidaan olettaa väheneväksi** (pitoisuus pilaantumassa pienenee mm. liukenemisen seurauksena) **aina, kun haitta-aineen liukoisuus ei rajoita sen veteen muodostuvaa pitoisuutta** (esim.  $Cl^-$  ja  $SO_4^{2-}$ ). Pitoisuuden pienentymistä ajan funktiona voidaan arvioida esim. läpivirtaustestillä (ks. luku 4.5.8). Arvioinnissa voidaan ottaa huomioon myös haitta-aineen vesiliukoisuuden tai kokonaismäärän asettama yläraja pitoisuudelle, vaikka pitoisuus päästölähteessä oletettaisiin vakioksi tietyn tarkastelujakson aikana (esim. aika, joka vastaa liukoisuustestissä käytettyä L/S-suhdetta). Tämä tarkoittaa, että huokosveden laskennallinen pitoisuus ei voi koskaan olla suurempi kuin aineen teoreettinen enimmäisvesiliukoisuus eikä pitoisuus pitkän ajan kuluessa voi pysyä samalla tasolla liukenemisen seurauksena vähentyvän ainemäärän vuoksi.

Erityisesti hyvin vettä läpäisevässä maaperässä liukoisuustasapainoa ei usein ehdi muodostua maaperän makrohuokosissa nopeasti liikkuvan vajoveden suhteen, jolloin liukoisuustesteihin tai laskentoihin perustuva arvio huokosveden pitoisuudesta saattaa yliarvioida todellista vajoveden pitoisuutta. Mikrohuokosissa hitaasti liikkuva vajovesi sen sijaan ehtii reagoida maapartikkelin kanssa haitta-aineita liuottaen, mutta aineiden kulkeutuminen on hidasta. Monet laskentamallit ja kaavat eivät toisaalta ota huomioon esim. liukoiseen orgaaniseen hiileen tai muihin komplekseihin sitoutuvia aineita, ja ne voivat siten aliarvioida erityisesti heikosti veteen liukenevien yhdisteiden kulkeutumista. Tämän lisäksi vastikään tapahtuneissa päästöissä on tärkeä huomioda, että liukoisuustasapainoa ei ole välttämättä vielä ehtinyt muodostua, jolloin vajoveden pitoisuudet voivat olla edelleen kasvamassa.

<sup>98</sup> Tarvainen, T. ym. 2011. Haitta-aineiden kulkeutuminen arviointi Mansikkakuopan ampumarata-alueella.

#### 4.7.3.2

##### Pohjaveden pitoisuuksien arviointi

**Silloin, kun päästölähde esiintyy kokonaan tai osittain pohjaveden pinnan alapuolella tai aineiden kulkeutuminen vajoveden mukana pohjaveteen on ollut kohteen olosuhteiden ja aineiden ominaisuuksien perusteella mahdollista, pohjaveden haitta-ainepitoisuuksia on määritettävä aina pohjavesinäytteenotolla (ks. luku 4.5.5).** Niissä kohteissa, joissa haitta-aineita ei näytteenoton perusteella ole vielä todettu esiintyvän pohjavedessä, pohjaveteen pitkän ajan kuluessa mahdollisesti muodostuvia pitoisuuksia on arvioitava laskennallisesti, jos kulkeutuminen on mahdollista.

Pohjaveden pinnan alapuolella vajovesi sekoittuu pohjaveteen ja vajoveden mahdolliset haitta-ainepitoisuudet laimenevat. Pohjaveden pitoisuus päästölähteen alapuolisessa sekoittumiskerroksessa, jonka suhteen kulkeutumiskerros on ensisijaisesti määritettävä (ks. luku 4.6.3), voidaan arvioida yksinkertaisimmallaan vajoveden pitoisuudesta laimenemiskertoimen avulla (ks. kuva 14 ja laskentakaavat liitteessä 9). Laimenemiskertoimen eli sekoittumissuhteen määrittämiseksi on arvioitava pohjaveden virtaama oletetussa sekoittumiskerroksessa sekä pohjaveteen sekoittuvan haitta-ainepitoisen vajoveden virtaama eli pilaantuneen alueen tai sen erikseen rajatun päästölähteen läpi virtaavan vajoveden tilavuus aikayksikössä. Sekoittumiskerroksen paksuudeksi tulee pääsääntöisesti valita yksi metri (1 m). Pohjaveden virtaama-arvion osalta tulee varmistaa, että pilaantuneen alueen ali virtaavan pohjaveden määrä vastaa pilaantuneen alueen ja sen yläpuolisen pohjavedenjakajan välillä muodostuvan pohjaveden määrää.

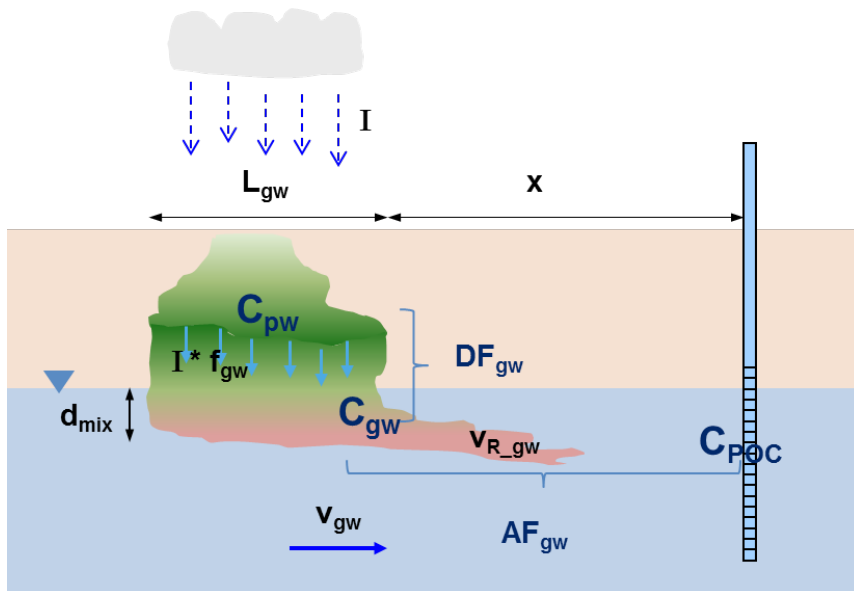
Sekoittumissuhteen arvioinnissa voidaan yleensä olettaa, että vajoveden imeytyminen tapahtuu tasaisella virtausnopeudella läpi vuoden. Toisaalta myös makrohuokosissa ja oikovirtausreiteillä (esim. roudan ja kasvien juuriston aiheuttama rakoilu) tapahtuvan

nopean virtauksen mahdollisesti aiheuttama haitta-aineiden huuhtoutuminen on otettava huomioon erityisesti silloin, kun haitta-aineet esiintyvät lähellä pohjaveden pintaa. Näissä tapauksissa haitta-aineita voi kulkeutua pohjaveteen myös kiintoaineeseen sitoutuneena.

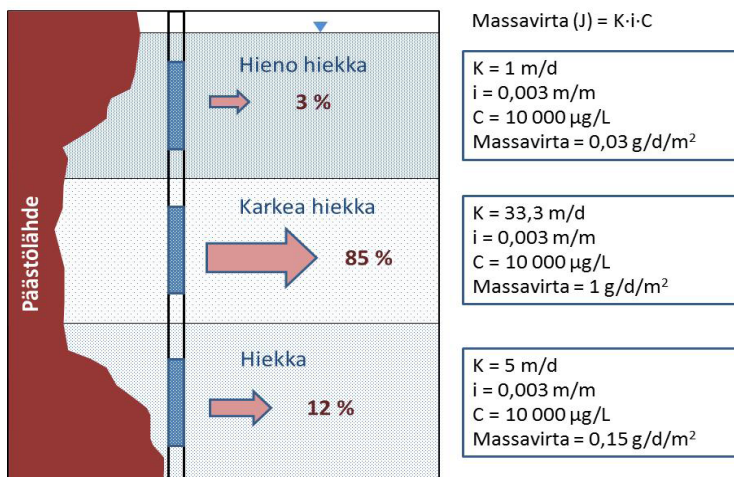
Sekoittumiskerroksen lisäksi pohjaveden pitoisuuksia voidaan mitata ja arvioida myös muilla kyllästytneeseen vyöhykkeeseen rajatuilla arviointialueilla kuten tietysissä pohjaveden havaintoputkessa, kaivossa, vedenottamolla, kiinteistönrajalla tai pinta-veden purkautumispaikalla. Pohjavedessä haitta-aineiden kulkeutuminen määräytyy ensisijaisesti pohjaveden virtauksen perusteella. Tämän vuoksi arviointi edellyttää tietoa pohjaveden virtaussuunnista ja -nopeuksista. Tässä on syytä huomioda, että virtausnopeudet voivat vaihdella myös kyllästytneen vyöhykkeen eri syvyyksillä, mikä vaikuttaa suoraan myös haitta-aineiden kulkeutumiseen (kuva 15).

Kulkeutumiseen ja pitoisuuksien muutoksiin vaikuttavat aina myös dispersio, hirstautuminen ja mahdollisesti biohajoaminen. Näiden prosessien seurauksena sekoittumiskerroksessa tai pohjaveden pinnan alapuolisessa päästölähteessä mitatut ja arvioidut pitoisuudet pienenevät kulkeutumisreitillä. Mitä kauempana päästölähteestä pohjaveden tarkastelupiste sijaitsee, sitä tärkeämpää näiden prosessien huomioiminen arvioinnissa on. Biohajoamisen merkitystä pohjaveden haitta-aineiden kulkeutumisen arvioinnissa on selostettu liitteessä 11.

Kulkeutumisen alueellisen ja ajallisen ulottuvuuden tarkastelemiseksi pohjaveden pitoisuuksien arviointi ja mittaustulokset on yleensä syytä sitoa alkuperäisten päästötaphtumien ajankohtiin silloin, kun nämä ovat tiedossa. Tämä tarkoittaa teoreettista arviosta haitta-aineiden leviämisestä pohjaveden virtauskuvan ja aineen ominaisuuksien perusteella. Tämä lisää kulkeutumisarvioinnin luotettavuutta ja voi auttaa tunnistamaan sen mahdolliset puutteet.



Kuva 14. Esimerkki pohjaveden pitoisuuksien laskennallisesta arvioinnista liitteessä 9 esitettyjen kaavojen avulla.  $I$  = sadanta;  $L_{gw}$  = pilaantuneen alueen pituus pohjaveden virtaussuunnassa;  $f_{gw}$  = pohjaveen imeytyvä osuus sadannasta;  $d_{mix}$  = sekoittumiskerroksen paksuus pohjavedessä;  $v_{gw}$  = pohjaveden virtausnopeus;  $v_{R\_gw}$  = aineen hidastunut kulkeutumisnopeus pohjavedessä;  $x$  = etäisyys pilaantuneen alueen reunasta tarkastelupisteeseen;  $DF_{gw}$  = laimenemiskerroin huokosveden ja pohjaveden välillä;  $AF_{gw}$  = pitoisuuden vähenemiskerroin pohjaveden kulkeutumisreitillä;  $C_{pw}$  = pitoisuus huokosvedessä päästölähteessä;  $C_{gw}$  = pitoisuus pohjaveden sekoittumiskerroksessa;  $C_{POC}$  = pitoisuus pohjaveden tarkkailupisteessä.



Kuva 15. Esimerkki DNAPL-faasisista pohjaveen liukenevien haitta-aineiden kulkeutumisen (massavirta) arvioinnista kyllästyneen vyöhykkeen eri syvyyksillä, joissa pitoisuus (C) ja gradientti (i) ovat vakiot, mutta vedenjohtavuus (K) vaihtelee. 85 % haitta-aineesta kulkee kerroksessa, jonka vedenjohtavuus on suurin. Päästölähteen pienentyessä pitkän ajan kuluessa massavirtojen osuus eri kerroksissa muuttuu (mukaillen ITRC 2010<sup>99</sup>).

<sup>99</sup> ITRC 2010. Use and Measurement of Mass Flux and Mass Discharge.



#### 4.7.4

### Kulkeutuminen huokoskaasussa ja sisäilmaan

Maaperässä haihtuva aine kulkeutuu huokoskaasussa pitoisuus- ja painegradienttien ohjaamana. Haihtuvat yhdisteet voivat päätyä ulkoilman hengitysvyöhykkeelle tai rakennusten perustusten läpi sisäilmaan.

#### 4.7.4.1

##### Huokoskaasun pitoisuuksien arviointi

**Huokoskaasun haihtuvien yhdisteiden pitoisuuksia voidaan arvioida suoraan huokoskaasusta otettujen näytteiden avulla** (ks. luku 4.5.7). Huokoskaasumittauksiin sisältyvän epävarmuuden vuoksi **arviointia on usein tarkoituksenmukaista täydentää myös laskennallisesti.**

Päästölähteessä huokoskaasuun haihtuvan pitoisuuden voidaan yleensä olettaa olevan tasapainossa maa-ainekseen sitoutuneen ja huokosveteen liunneen pitoisuuden kanssa. Huokoskaasun pitoisuus voidaan tällöin arvioida yksinkertaisimmillaan kertomalla mitattu tai arvioitu huokosveden pitoisuus aineen Henryn lain vakiolla.

Erityisesti konservatiivisessa arviossa huokoskaasun haitta-ainepitoisuuden voidaan olettaa pysyvän muuttumattomana päästölähteen alueella (vrt. vajoveden pitoisuus, luku 4.7.3.1). Käytännössä pitoisuus kuitenkin pienenee pitkän ajan kuluessa haitta-aineiden kokonaismäärän ja maaperän pitoisuuksien pienentyessä haihtumisen, liukenemisen ja biohajoamisen seurauksena (vähenevä päästölähde). Epätäydellisen hajoamisen seurauksena mahdollisesti syntyvien muuntumistuotteiden pitoisuudet voivat toisaalta myös kasvaa.

Kulkeutumisen seurauksena päästölähteen pitoisuudet huokoskaasussa pienenevät myös aineiden kulkeutumisreitillä. Vaikka kulkeutumista tapahtuu pääosin maaprofiilissa ylöspäin kohti pintamaata, haihtuvat yhdisteet voivat kulkeutua myös vaakatasossa

esim. putkikaivantojen soratäytöissä ja muissa maaperän hyvin johtavissa kerroksissa.

Biohajoaminen voi vähentää merkittävästi huokoskaasun haihtuvien yhdisteiden pitoisuuksia erityisesti öljyhiilivedyillä. Öljyhiilivetyjen biohajoamisen on todettu olevan voimakkainta päästölähteen yläpuolisissa, riittävän lähellä pintamaata olevissa maakerroksissa, joissa happipitoisuus ja öljyhiilivetyjen pitoisuudet ovat hajoamisen kannalta optimaaliset<sup>100</sup>. Myös klooratut liuottimet saattavat hajota maaperässä biologisesti, mutta hajoaminen on yleensä huomattavasti hitaampaa kuin öljyhiilivedyillä, ja sitä tapahtuu pääasiassa hapettomissa olosuhteissa (poikkeuksena esim. vinyylikloridi, joka hajoaa paremmin hapellisessa ympäristössä).<sup>101</sup>

#### 4.7.4.2

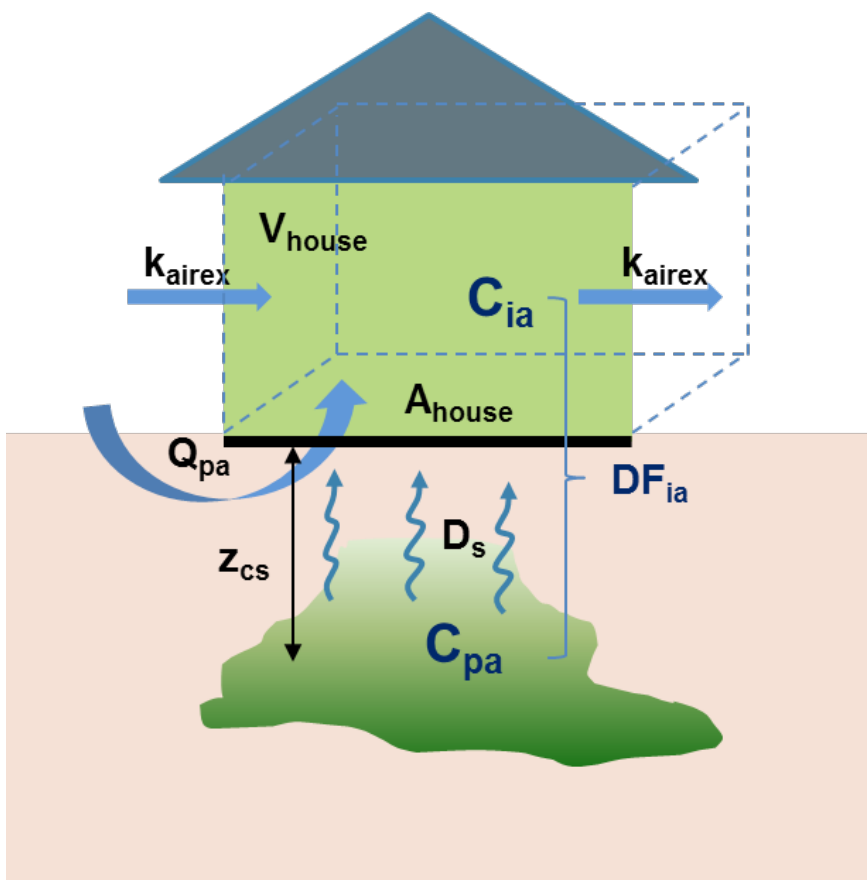
##### Sisäilman pitoisuuksien arviointi

**Rakennetussa ympäristössä haihtuvien yhdisteiden pitoisuuksia rakennusten sisätiloista voidaan määrittää suoraan sisäilmatutkimuksilla** (ks. luku 4.4.5), **mutta arviointia on usein tarkoituksenmukaista täydentää laskennallisilla tarkasteluilla. Uudisrakennuskohteissa sisäilman pitoisuuksia on arvioitava aina laskennallisesti, kun kohteessa on todettu tai siellä voi historiatietojen perusteella olla haihtuvia yhdisteitä.**

Sisäilman haihtuvien yhdisteiden pitoisuus voidaan arvioida yksinkertaisimmillaan kohteessa mitatusta tai lasketusta huokoskaasun pitoisuudesta laimenemiskertoimen avulla (ks. kuva 16 ja laskentakavat liitteessä 9). Laimenemiskertoimen arviointiin on esitetty erilaisia sisäilmatutkimusten perusteella johdettuja laskentayhtälöitä. Yleensä sisäilman pitoisuus on useita kertaluokkia huokoskaasun pitoisuuksia pienempi.

<sup>100</sup> ITRC 2007. Technical and Regulatory Guidance. Vapor Intrusion Pathway: A Practical Guideline.

<sup>101</sup> U.S.EPA. 2011. Petroleum Hydrocarbons And Chlorinated Hydrocarbons Differ In Their Potential For Vapor Intrusion.



Kuva 16. Esimerkki sisäilman pitoisuuden laskennallisesta arvioinnista liitteessä 9 esitettyjen kaavojen avulla.  $Q_{pa}$  = rakennuksen alapohjan läpi sisään tuleva vuotoilmavirta;  $k_{airex}$  = rakennuksen ilmanvaih-  
tokerroin;  $A_{house}$  = rakennuksen pohjan ala;  $V_{house}$  = rakennuksen tilavuus;  $z_{cs}$  = etäisyys rakennuksen  
pohjalaatasta pilaantumaaan;  $D_s$  = diffuusiokerroin maaperässä;  $DF_{ia}$  = laimenemiskerroin huokosilman ja  
sisäilman välillä;  $C_{pa}$  = pitoisuus huokosilmassa päästölähteessä;  $C_{gw}$  = pitoisuus sisäilmassa.

Tyypillinen oletus laskennallisessa arvioinnissa on, että haihtuvien yhdisteiden pitoisuus rakennuksen alla asettuu tasolle, jossa maasta sisäilmaan vuotoilman (korvausilma) mukana kulkeutuva haitta-aineiden massavirta on yhtä suuri kuin maaperästä rakennuksen alle kulkeutuva massavirta. Suomessa vuotoilmavirtoja on määritetty mm. radontutkimuksissa<sup>102</sup>, joiden perusteella on kehitetty myös laskentamalli haihtuvien yhdisteiden sisäilmakulkeutumisen arvioimiseksi.<sup>103</sup>

Monissa kaupallisissa riskinarviointimalleissa kaasujen kulkeutumista sisäilmaan arvioidaan Johnsonin ja Ettingerin (1991) esittämällä mallilla<sup>104</sup>. Tässä kulkeutuminen rakennuksen alapohjan kautta lasketaan sekä diffuusioon että paine-eroihin perustuvan virtauksen avulla alapohjan rakoilu ja läpiviennit huomioon ottaen. Suomalaisessa riskinarviointiohjelmien vertailuhankkeessa Johnson ja Ettingerin mallin on todettu tuottavan samansuuntaisia tuloksia laimenemiskertoimeen perustuvien mallien kanssa<sup>105</sup>.

Rakennuksen sisäilman tai alapohjan ilmanvaihdon tehostaminen vähentää teorias-  
sa haihtuvien yhdisteiden pitoisuutta sisäilmassa. Käytännössä tehostettu ilmanvaihto kuitenkin kasvattaa paine-eroa maaperän ja sisäilman tai alapohjan välillä ja voi lisätä merkittävästi haitta-aineita kuljettavaa ilmavirtausta (advektio). Ilmanvaihdon lisäksi myös tuuliolosuhteet ja erityisesti lämpötilaerot maaperän ja sisäilman välillä vaikuttavat paine-eroon, minkä seurauksena ilmavirta on suurimmillaan talvella.

Mitä kauempana rakennuksesta haitta-aineet ovat ja mitä pienempi on päästölähteen pinta-ala, sitä pienempi on myös sisäilmariski. **Silloin, kun haihtuvia yhdisteitä voi**

**esiintyä suoraan rakennuksen alla, mutta rakennuksen alapuolelta alta ei ole saatavissa edustavia pitoisuustietoja, arvioinnissa on syytä olettaa pilaantuneen maan pinta-alan vastaavan rakennuksen koko pohja-alaa.**

Erityisesti herkästi haihtuvien yhdisteiden pitoisuus sisäilmassa pienenee myös pitkän ajan kuluessa, koska aineiden kokonaismäärä maaperässä vähenee mm. haihtumisen seurauksena. Tämä voidaan ottaa huomioon arvioinnissa silloin, kun haitta-aineiden kokonaismäärä rakennuksen alapuolisessa maaperässä tunnetaan.

**Biohajoaminen voi vähentää merkittävästi erityisesti öljyhiilivetyjen aiheuttamaa riskiä sisäilman laadulle.** Ulkomaisissa tutkimuksissa huokosilman pitoisuuksien ja sisäilmaan kulkeutumisen on todettu vähenevän biohajoamisen seurauksena jopa useita kertaluokkia<sup>106</sup>. Näiden tutkimusten perusteella on annettu mm. yleisiä suojaetäisyyksiä, joiden ylittyessä öljyhiilivetyjen kulkeutuminen sisäilmaan määräysrajat ylittävinä pitoisuuksina ei ole todennäköistä. Tällainen suojaetäisyys vajovesikerroksessa olevalle öljypilaantumalle on noin 8 metriä. Pohjavedelle, joka sisältää öljyä alle 10 mg/l, vastaavan suojaetäisyyden on todettu olevan noin 2 metriä. Näitä suojaetäisyyksiä voidaan pääsääntöisesti soveltaa öljyhiilivedyille myös Suomessa, mikä tarkoittaa, että kyseisen suojaetäisyyden ylittyessä sisäilmariskien tarkempi tarkastelu ei ole yleensä tarpeen.

Biohajoamisen merkitys riskin vähentymisessä ei ole yhtä suuri, jos haitta-aineet eivät ole herkästi hajoavia (esim. klooratut yhdisteet), maaperäolosuhteet hajoamiseen eivät ole hyvät (esim. päästölähde hyvin lähellä rakennuksen pohjaa tai hapen siirto maaperässä heikkoa), taikka aineilla on suora kulkeutumisreitti päästölähteestä rakennukseen (esim. putkilinja läpäisevässä täytössä). Biohajoamista voidaan usein myös tehostaa parantamalla hapen saantia.

<sup>102</sup> Arvela, H. 1995. Asuntojen radonkorjausten menetelmät.

<sup>103</sup> Rossi, E. 2013. Ohje riskinarviointimenettelystä öljyllä pilaantuneessa kohteessa.

<sup>104</sup> Johnson, P. & Ettinger R. 1991. Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors in buildings..

<sup>105</sup> Kuusela-Lahtinen, A. ym. 2010. Ympäristö- ja terveysriskien arviointimenetelmien vertailu.

<sup>106</sup> ITRC 2007. Technical and Regulatory Guidance. Vapor Intrusion Pathway: A Practical Guideline.

## Kulkeutumisriskien määrittäminen ja kuvaus

Haitta-aineiden kulkeutumisesta ympäristön laatuun kohdistuvaa haitan ja riskin suuruutta arvioidaan vertaamalla haitta-aineiden mitattuja tai laskettuja pitoisuuksia eri ympäristönosille annettuihin vertailuarvoihin (ks. luku 4.6). Haittoja ja riskejä voidaan yleensä pitää vähäisinä, kun haitta-ainepitoisuudet näiden ympäristönosien erikseen rajatuilla arviointialueilla alittavat vertailuarvot pitkänkin ajan kuluessa. Vertailuarvojen ylityessä haitat ja riskit ympäristön laadulle voivat olla merkittäviä.

Kulkeutumisriskien arvioinnissa yleisiä vertailuarvoja ei tule tulkita liian suoraviivaisesti, vaan siinä on otettava aina riittävässä tavalla huomioon arvioinnin kokonaisuus ja lähtökohdat, kuten:

- arviointialueiden rajaus
- pitoisuusmittausten ja -arvioiden edustavuus
- laskentamenetelmien rajoitteet
- vertailuarvojen perusteet sekä
- arvioinnin ajallinen ulottuvuus.

Kun arvion perustana ovat yleiset vertailuarvot, päästön suuruus, pilaantumisen laajuus ja haitta-aineen kokonaismäärä eivät välttämättä tule otetuiksi riittävällä tavalla suoraan huomioon haittoja ja riskejä määritettäessä. Vertailuarvon ylittyminen yksittäisissä näytteissä ei siten automaattisesti tarkoita, että haitta tai riski kokonaisuudessaan olisi merkittävä. Riskien määrittämisen ja kuvauksen yhteydessä tulee aina tarkastella mm. arviointialueen rajausta ja sitä koskevan pitoisuustiedon edustavuutta.

Kulkeutumisriskien arviointia ei tule perustaa myöskään pelkkiin teoreettisiin laskelmiin, vaan siinä on huomioitava kaikki kulkeutumisarviota tukevat kohdetutkimukset ja kirjallisuustiedot sekä alueen toimintahistoria. Esimerkiksi kulkeutumisriskien määrittämisessä usein käytettävät yksinkertaiset laskennalliset tarkastelut eivät ota huomioon monia kulkeutumista todellisuudessa vähentäviä tekijöitä ja voivat siten yliarvioida kulkeutumista. Toisaalta näitä voidaan myös helposti käyttää väärin, jolloin laskentatulokset saattavat aliarvioida todellista kulkeutumista.

**Parhaimpaan arvioon kulkeutumisriskien merkittävydestä päästään yleensä vertaamalla aineiden teoreettista eli laskennallista kulkeutumista kohteen eri ympäristönosissa tehtyjen pitoisuusmittausten tuloksiin.** Tällainen vertailu kertoo havainnollisesti myös käytettyjen laskentamenetelmien luotettavuudesta silloin, kun pitoisuusmittauksia voidaan pitää edustavina. Vertailun perusteella voidaan toisaalta tunnistaa myös kohdetietojen mahdollisia puutteita ja arvioida kulkeutumista ohjaavien prosessien merkitystä kohteessa (ks. luku 4.7.2.4).

Edustavien pitoisuusmittausten merkitys korostuu kulkeutumisriskien arvioinnissa erityisesti niissä kohteissa, joissa alkuperäisistä päästöistä on pitkä aika ja merkittävimmän kulkeutumisen voi jo olettaa tapahtuneen. Kulkeutumisen ajallisen ulottuvuuden huomioon ottamiseksi tiedot kohteen päästohistoriasta ja jo tapahtuneesta kulkeutumisesta ovatkin siten erityisen tärkeitä. **Erityistä huomiota on kiinnitettävä tilanteisiin, joissa kulkeutuminen pitoisuusmittausten perusteella on ollut teoreettista arviota suurempaa, koska tämä voi viitata paitsi laskentamenetelmän puutteisiin myös aiemmin tunnistamattomiin päästölähteisiin tai kulkeu-**

**tumisreitteihin taikka muihin virheellisiin kohdetietoihin (esim. liian pieneksi arvioitu pohjaveden virtausnopeus). Havaittuja eroja teoreettisen ja mitatun kulkeutumisen välillä on pohdittava aina riittävällä tarkkuudella ja esitetyt näkemykset on perusteltava.**

Kulkeutumisriskien arvioinnissa on usein tarpeellista arvioida kulkeutuvien haitta-aineiden kokonaismääriä sekä päästöjen ja pitoisuuksien ajallista kehittymistä ympäristön eri osissa (pitoisuustrendit ja massataseet). Tällöin haittojen ja riskien määrittäminen ja merkityksen arviointi ei ole yhtä yksiselitteistä kuin suorassa pitoisuusvertailussa, koska tarkoitukseen soveltuvia yleisiä vertailuarvoja ei ole saatavilla. Alueen maankäytöstä, omistussuhteista ja muista kohdekohtaisista tekijöistä johtuen esim. viranomaisen, alueen nykyisen haltijan tai tulevan omistajan näkemykset hyväksyttävästä päästöstä tai riittävästä pitoisuuksien vähenemästä saatavatkin vaihdella merkittävästi. Näissä tapauksissa kulkeutumisriskin hyväksyttävyyden määrittely tarkoituksenmukaisella tavalla edellyttää usein eri toimijoiden näkemysten yhteensovittamista ja päätöksenteon sitomista osaksi kestäväää riskinhallintaa (ks. luku 5).

Kulkeutumisriski voidaan määritellä myös edunloukkausten, kuten vedenkäytön vaikeutumisen ja käyttörajoitusten, tai viihtyvyysarvojen kautta. Näiden tekijöiden huomioon ottaminen haittojen ja riskien hyväksyttävyyttä arvioitaessa ei ole yksiselitteistä, mistä syystä myös näissä tapauksissa eri sidosryhmien näkemysten huomioiminen on aina tärkeää. Vaikka pohjaveden, pinta-veden ja sisäilman laadulle tässä ohjeessa esitettyjen vertailuarvojen voidaan yleisesti olettaa kattavan myös edunloukkauksia koskevat tarkastelutekijät, vertailuarvoja ei tule

käyttää tässä tarkoituksessa koskaan ilman tapauskohtaista kokonaisharkintaa.

Kokonaisharkinta on toisaalta olennaista vertailuarvojen ja niiden soveltamisesta annettujen ohjeiden käytössä yleisemminkin, eikä päätöksentekoa tule sitoa niihin liikaa. Esimerkiksi monilla orgaanisilla haitta-aineilla luontaisen biohajoavuuden huomioonottaminen tai huomiotta jättäminen pohjaveden tai sisäilman vertailuarvoja määritettäessä ja sovellettaessa voi vaikuttaa merkittävästi riskinarvioinnin johtopäätöksiin. Toisaalta esim. WHO:n juomaveden enimmäispitoisuuksien ja STM:n talousveden laatuvaatimusten määrittäysperusteet vaihtelevat osin ainekohtaisesti, eivätkä arvot ole aina suoraan terveysperusteisia. Tämä voi olla syytä huomioida pohjaveden vertailuarvoja sovellettaessa.

Myös alueelle valittavilla riskinhallintaratkaisilla on usein suuri merkitys siinä, miten vertailuarvoja kohteessa on tarkoituksenmukaisinta soveltaa. Tästä syystä riskinarvioinnin johtopäätöksiä tulisi mahdollisuuksien mukaan tarkastella aina osana riskinhallinnan suunnittelua ja kestävyysarviointia. Riskin vähentämiseen tähtäävien riskinhallintatoimien lisäksi pitkäaikaisten kulkeutumisriskien epävarmuutta voidaan usein hallita kustannustehokkaasti ympäristöseurannalla, jos se kohteessa on muuten tarkoituksenmukaista.





## Terveysriskien arviointi

Terveysriskillä tarkoitetaan tässä ohjeessa mahdollisia terveyshaittoja, jotka voivat seurata ihmisten altistumisesta haitta-aineille pilaantuneella alueella tai sen ulkopuolella. Terveysriskien arviointi edellyttää arviota altistumisesta ja tietoa haitta-aineiden vaikutuksista ja annosvasteista. Myös viihtyvyyshaittaa, kuten hajua, tarkastellaan osana terveysriskien arviointia.

### 4.8.1

#### Tavoitteet ja rajaukset

Terveysriskien arviointi on tehtävä aina, kun ihmisten altistuminen pilaantuneen alueen haitta-aineille on käsitteellisen mallin tai kulkeutumisriskien arvioinnin perusteella mahdollista. Siinä arvioidaan altistumisen taso ja se, tuleeko altistumista mahdollisten terveyshaittojen vuoksi rajoittaa.

Terveysriskinarvio voidaan tehdä ilman kohdekohtaista altistumistasoa määrittämistä myös maaperän ohjearvoilla, jos arvojen soveltuvuus kohteessa on todettu. Arvio todellisesta altistumistasosta voi toisaalta olla tarpeellinen riskinarvioinnin tulosten hyödyntämistä ja mahdollista riskiviestintää ajatellen myös niissä kohteissa, joissa terveysriskien arviointi tehdään tai voitaisiin tehdä suoraan ohjearvoilla.

**Terveysriskiä ei pidetä yleensä merkittävänä, jos keskimääräinen päivittäinen altistuminen yksittäiselle haitta-aineelle pitkän ajan kuluessa alittaa aineelle annetun enimmäissaantiarvon** (ks. taulukko 2). Altistuminen arvioidaan ja sitä verrataan enimmäissaantiarvoon aina **erikseen aikuiselle ja lapselle**. Jos lasten altistuminen ei ole todennäköistä missään vaiheessa (esim. työpaikka-alueet), arviointi voidaan rajata vain aikuisiin.

Terveysriskin arviointi voidaan **rajata niihin aineisiin**, joille altistuminen kohteessa on käsitteellisen mallin tai kulkeutumisriskin arvioinnin mukaan mahdollista ja joiden mahdollisesti aiheuttamat **terveyshaitat ovat mitattujen tai laskettujen pitoisuuksien perusteella todennäköisimpiä**.

Lisäksi arvioinnissa on **rajattava ne kohteen arviointialueet, joita tunnistetut altistumistilanteet koskevat**. Tällaisia arviointialueita voivat olla esim. asuintontin peittämätön pintamaa, leikkipaikka, viljelypalsta tai rakennuksen asuintila. Riskinarvioinnissa on kiinnitettävä huomiota arviointialuetta edustavien lähtötietojen (erityisesti pitoisuudet) valintaan.

Pilaantuneella alueella arvioidaan tyypillisesti pitkäaikaisesta altistumisesta aiheutuvia terveysriskejä. Terveysriskien arvioinnissa tulee kuitenkin **tarvittaessa ottaa huomioon myös suuresta hetkellisestä tai lyhytaikaisesta altistuksesta aiheutuva akuutti terveysriski** (esim. syanidi ja rikkivety). Myös haitta-aineiden mahdollinen esiintyminen erityisen haitallisessa muodossa (esim. Cr<sup>+6</sup>) sekä mahdolliset haitalliset yhteisvaikutukset on tarvittaessa huomioitava<sup>107 108</sup>. Yhteisvaikutusten tarkastelu rajataan aineisiin, joilla tiedetään olevan sama vaikutustapa tai vaikutuksen kohde-elin ja yhteisvaikutukset ovat todennäköisiä<sup>109 110 111</sup>.

Pilaantuneella alueella olevien haitta-aineiden lisäksi ihminen voi altistua samoille aineille muista lähteistä ns. tausta-altistumisenä. Tausta-altistuminen on yleensä suurinta ympäristössä luontaisesti esiintyvillä aineilla

<sup>107</sup> Agency of Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2004. Guidance Manual for the Assessment of Joint Toxic Action of Chemical Mixtures.

<sup>108</sup> U.S. EPA. 2000. Supplementary Guidance for Conducting Health Risk Assessment of Chemical Mixtures.

<sup>109</sup> WHO/IPCS framework 2011. Risk assessment of combined exposures to multiple chemicals.

<sup>110</sup> US.EPA 2007. Concepts, Methods and Data Sources for Cumulative Health Risk Assessment of Multiple Chemicals, Exposures and Effects: A Resource Document.

<sup>111</sup> European Commission 2010. State of the art report on mixture toxicity.



(mm. metallit), ympäristöön laajalti levinneillä ja pysyvillä haitta-aineilla (mm. PAH-, PCB- ja PCDD/F-yhdisteet) sekä hengitysilman haihtuvilla yhdisteillä. **Tausta-altistuminen tulisi pyrkiä arvioimaan** aina, koska kaikkien lähteiden yhteensä aiheuttama kokonaisaltistuminen määrää terveysriskin suuruuden. Tämä on tärkeää erityisesti silloin, kun pilaantuneesta alueesta aiheutuva altistuminen voi jo itsessään nousta haitalliselle tasolle.

#### 4.8.2

### Altistumisen arviointi

Terveysriskin arviointi pilaantuneella alueella on ensisijaisesti altistumisen arviointia. Altistuminen määräytyy tapauskohtaisesti haitta-aineen, altistujan ja alueen ominaisuuksien perusteella. Altistumisen tasoon vaikuttavat:

- altistujan ominaisuudet (mm. ikä, sukupuoli, paino ja käyttäytyminen)
- altistumisreitti ja -tapa
- haitta-aineiden kulkeutuminen ja pitoisuudet altistumisreiteillä
- haitta-ainetta sisältävän väliaineen saanti elimistöön
- altistumisen toistuvuus ja kesto sekä
- haitta-aineen imeytyminen elimistöön.

Altistumista pilaantuneen alueen haitta-aineille pitkän ajan kuluessa ei voida useimmiten suoraan mitata. Siksi kohdekohtaisen **altistumistason määrittämiseksi tarvitaan tyypillisesti laskennallista arviointia**. Siinä määritetään **haitta-aineen keskimääräinen päivittäissaanti tai -annos** (ADD: Average Daily Dose) **valitulle altistujalle eri altistumisreittien kautta**. Altistumisreittikohtaisen keskimääräisen päivittäissaannin laskeminen voidaan esittää yleisessä muodossa seuraavasti:

$$ADD_i = \frac{C_i \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (1)$$

ADD<sub>i</sub> = Average Daily Dose, keskimääräinen päivittäissaanti tietyn altistumisreitin kautta [mg/kg-d]  
C<sub>i</sub> = haitta-aineen keskimääräinen (edustava) pitoisuus tarkasteltavassa väliaineessa arviointialueella: maa-aines, vesi, sedimentti, hengitysilma, ravinto [mg/kg, mg/l tai mg/m<sup>3</sup>]  
IR = Ingestion/Inhalation Rate, haitta-ainetta sisältävän väliaineen päivittäinen saanti elimistöön tietyn altistumisreitin kautta [kg/d, l/d tai m<sup>3</sup>/d]  
EF = Exposure Frequency, altistumisen tiheys/toistuvuus (d/a)  
ED = Exposure Duration, altistumisen kesto (a)  
BW = Body Weight, kohdehenkilön kehon paino  
AT = Averaging Time, aika, jonka suhteen keskimääräinen päivittäisannos lasketaan (d)

Elimistöön päätyvä kokonaissaanti (ADD<sub>tot</sub>) saadaan laskemalla altistumisreittikohtaiset annokset yhteen (ADD<sub>tot</sub> = ADD<sub>1</sub> + ADD<sub>2</sub>... ADD<sub>n</sub>). Laskentaparametrien arvoja muuttamalla laskentakaavalla 1 voidaan tuottaa sekä realistinen että varovainen altistumisarvio aikuiselle ja lapselle, ja arvioida myös tausta-altistuminen. Parametrien valinnassa on kiinnitettävä erityistä huomiota siihen, että kaikkien muuttujien arvot ovat oikeissa yksiköissä.

Yleensä altistuminen arvioidaan aineen kokonaissaannin perusteella (intake). Tämän lisäksi voidaan arvioida elimistöön imeytymään annosta (uptake), johon vaikuttaa aineen biosaataavuus. Biosaataavuus vaihtelee aineen, väliaineen ja altistumisreitin perusteella. Esimerkiksi maa-ainekseen voimakkaasti sitoutuneiden aineiden imeytyminen ruoansulatuskanavassa voi olla vähäistä, kun taas kaasumaisten yhdisteiden imeytyminen hengityselimissä on tyypillisesti suurta. Koska todellisesta biosaataavuudesta ei ole useimmiten saatavilla luotettavaa tietoa, altistumista tulee arvioida lähinnä saantiin perustuen (intake). Lisäksi tähän vaikuttaa se, ettei biosaataavuutta yleensä ole otettu huomioon myöskään terveysperusteisissa enimmäissaantiarvoissa. Biosaataavuuden merkitystä voidaan kuitenkin tarkastella kvalitatiivisesti terveysriskien kuvauksen yhteydessä (ks. luku 4.8.4).

Suosituksia tyypillisten altistumisparametrien arvoista on esitetty liitteessä 9.

#### 4.8.2.1

##### Haitta-aineiden pitoisuudet altistumisreiteillä

Altistumisarvion perustana ovat kohteessa mitatut ja laskennallisesti arvioidut haitta-ainepitoisuudet eri ympäristönosissa. **Arvioinnissa otetaan huomioon vain ne ympäristönosat, joiden kautta altistuminen on käsitteellisen mallin ja kulkeutumisriskin arvioinnin perusteella mahdollista tai todennäköistä.** Tätä varten tarkasteltava ympäristönosa on yleensä rajattava tarkemmiksi arviointialueiksi, joihin altistuminen ensisijaisesti liittyy. Jotta altistumisarviointia voidaan pitää luotettavana, **arvioinnissa käytettävien pitoisuuksien tulee edustaa mahdollisimman hyvin näitä arviointialueita ja altistumisreittejä** (ks. luku 4.5.3).

Esimerkiksi pintamaan kautta tapahtuvan altistumisen arvioinnissa (maan nieleminen, pölyäminen ja ihokosketus) huomioon otetaan vain pintamaan pitoisuudet niillä kohteen osa-alueilla, joilla suoraa altistumista voi tapahtua. Altistuminen näiden reittien kautta ei ole mahdollista pohjamaassa tai esim. asfalttoinnin alla esiintyvillä aineilla, jollei maata kaiveta. Sisäilman kautta tapahtuvan altistumisen arvioinnissa huomioidaan puolestaan vain mitatut ja arvioidut pitoisuudet rakennuksen oleskelutiloissa, pohjaveden kautta tapahtuvan altistumisen osalta pitoisuudet vedenotto- tai käyttöpisteissä kuten kaivoissa, ja ravintokasvien kautta tapahtuvassa altistuksessa pitoisuudet kasvien syötävissä osissa.

#### 4.8.2.2

##### Haitta-aineiden saanti

Haitta-aineiden pitoisuustietojen lisäksi altistumisen määrittäminen edellyttää arviota haitta-aineita sisältävien väliaineiden (maa-aines, vesi, ilma, ravinto) päivittäisestä saannista elimistöön. Tätä kuvaavia parametreja ovat mm.:

- tahattoman nielemisen tai maansyönin kautta elimistöön päätyvä maa-ainemäärä
- juomiseen ja peseytymiseen käytettävän veden määrä
- ravintokasvien ja muiden elintarvikkeiden kulutus
- hengitystiheys ja
- haitta-ainekohtainen kerroin ihon läpäisevyydelle.

Näiden altistumisparametrien arvot määritetään yleensä kirjallisuustietojen perusteella<sup>112</sup>. Tarkempaa kohdekohtaista tietoa voi olla saatavilla lähinnä juoma- ja pesuveden sekä ravintokasvien käytöstä.

Tahattomalle **maa-aineksen ja -pölyn nielemiselle ja lasten maansyönnille** on esitetty eri lukuarvoja kansainvälisissä tutkimuksissa, joissa on tarkasteltu lähinnä leikki-ikäisiä lapsia<sup>113 114 115</sup>. Tyypillisiä määräarvioita maan ja pölyn tahattomalle nielemiselle ovat lapsilla 20-200 mg/d ja aikuisilla 10-100 mg/d. Maa-aineksen nielemisen osalta arvioinnissa tulee ottaa huomioon mm. alueen maankäyttö, haitta-aineiden esiintymissyvyys ja pintamaan peitteet. **Yleisenä oletusarvona peittämättömälle pintamaalle asuinkäytössä olevalla alueella suositellaan käytettäväksi arvoja: lapset 100 mg/d ja aikuiset 50 mg/d.**

<sup>112</sup> mm U.S. EPA. 2011. Exposure Factors Handbook: 2011 Edition.

<sup>113</sup> Davis, S. ym. 1990. Quantitative estimates of soil ingestion on normal children between the ages of 2 and 7 years: Population-based estimates using aluminium, silicon and titanium as soil traces elements.

<sup>114</sup> Stanek, E. & Calabrese, E. 1995. Daily Estimates of Soil Ingestion in Children.

<sup>115</sup> Davis, S. & Mirick, D. 2006. Soil ingestion in children and adults in the same family.

**Juomaveden kautta** tapahtuvan altistumisen laskennassa kulutusarvioina käytetään tyypillisesti WHO:n oletusarvoja, jotka ovat **lapsilla yksi litra ja aikuisilla kaksi litraa päivässä**. Muiden käyttövesien kulutus arvioidaan kohdekohtaisesti. Vedenkäytön kautta tapahtuvan altistumisen osalta kulutusarvioita keskeisempi kysymys on yleensä se, kuinka hyvin laskennassa käytettävät haitta-ainepitoisuudet vastaavat todellisia pitkän aikavälin pitoisuuksia kohteen käyttövesissä (vrt. edustava pitoisuus).

**Ravintokasvialtistumisen määrittämiseksi tarvitaan arvio kohteessa kasvatettavien kasvien käytöstä ja kasvilajeista.** Tämä voidaan arvioida osuutena kasvien kokonaiskulutuksesta, mikäli tarkempia kohdetietoja ei ole saatavilla. Suomessa kasvien keskimääräiseksi kokonaiskulutukseksi aikuisella henkilöllä on arvioitu noin 0,3 kg/d, josta perunan ja juuresten osuus on yli 60 %<sup>116</sup>. Ravintokasvialtistumisen osalta merkittävän epävarmuus liittyy kuitenkin yleensä kertyvyyden määrittämiseen maaperästä kasveihin. **Luotettavin tieto riskinarvioon on edustavaan näytteenottoon perustuva kohdekohtaisesti mitattu pitoisuus kasvien syötävissä osissa.**

**Hengitysilman kautta** tapahtuvan altistumisen määrittämisessä keskeinen laskentaparametri on hengitysteho. Hengitysteho vaihtelee mm. henkilön iän ja rasisustilanteen mukaan. Riskinarvioissa tyypillisesti käytetty **hengitystehon vaihteluväli aikuisilla on 20-30 m<sup>3</sup>/d ja lapsilla 5-15 m<sup>3</sup>/d**. Hengitettävien hiukkasten (maapöly) osalta huomioon voidaan ottaa myös hiukkasten raekoko. Halkaisijaltaan yli 10 µm hiukkaset jäävät tyypillisesti ylähengitysteihin, josta ne poistuvat limanerityksen mukana ja kulkeutuvat osin elimistöön ruoansulatuksen kautta. Siten **haitallisimpia ovat näitä pienemmät (< 10 µm), hengityselimistön alempiin osiin päätyvät hiukkaset**<sup>117</sup>.

<sup>116</sup> Kotimaiset Kasvikset ry. 2003. Kasvistase 2003. Arvio kasvien kulutuksesta.

<sup>117</sup> Komulainen, H. 2012. Farmakologia ja toksikologia.

Maa-ainekseen sitoutuneiden **haitta-aineiden imeytymisestä ihon läpi** ei ole paljon tutkimustietoa, mutta tämän altistumisreitin merkitystä pitkäaikaisessa altistuksessa pidetään yleensä melko pienenä maaperästä aiheutuvaan kokonaisaltistukseen verrattuna<sup>118</sup>. Tietyt haitta-aineet voivat kuitenkin aiheuttaa lieviä paikallisia iho-oireita, kuten ihon ärtymistä, jo suhteellisen pienissä pitoisuuksissa. Haitta-ainekohtaisia kertoimia ihon läpäisevyydelle (permeability coefficient) ja imeytymiselle (absorptiokerroin) on esitetty kirjallisuudessa lähinnä orgaanisille haitta-aineille. Metallien ja puolimetallien ei yleensä oleteta läpäisevän merkittävässä määrin ihoa. Läpäisevyys- tai absorptiokertoimen lisäksi ihon kautta tapahtuvan altistumisen määrittämisessä tarvitaan arvio maa-aineksen kanssa kosketuksissa olevan ihon pinta-alasta ja iholle pidätyvästä maa-ainesmäärästä.

Altistumisen arviointi edellyttää myös tiedon kohdehenkilöiden painosta. Tieto tarvitaan siksi, että laskettu altistuminen ilmoitetaan päivittäisannoksena ihmisen painokiloa kohti. Riskinarvioinnissa käytetään yleisimmin arvoja **60 tai 70 kg (aikuisen) ja 10 tai 15 kg (lapsi)**.

#### 4.8.2.3

##### Altistumisaika

Altistumisen arvioinnissa tarvittavia aikaparametreja ovat:

- päivittäinen oleskeluaika ulko- ja sisätiloissa
- altistumisen tiheys tai toistuvuus
- altistumisen kesto ja
- aika, jonka suhteen keskimääräinen altistuminen lasketaan.

**Aikaparametrien valintaan vaikuttavat altistusreitti ja altistuja, kohteen maankäyttö, haitta-aineiden ominaisuudet, arvioinnin taso (varovaisuus) sekä terveysriskin määrittämiseen käytettävät enimmäissaantiarvot.**

<sup>118</sup> Komulainen, H. 2012. Terveysriskien arviointi maaperässä pilaantumisepäilyn yhteydessä.

Ei-syöpävaarallisilla aineilla pitkäaikaisen altistumisen (> 1 vuosi) laskennallinen kesto (kaava 1) asetetaan vastaamaan aikaa, jonka suhteen keskimääräinen altistuminen lasketaan ( $ED = AT$ ). Tällöin altistumisen kestolla (ED) ei ole käytännössä merkitystä, vaan laskenta tuottaa arvion keskimääräisestä päivittäisestä altistumisesta vuoden aikana. Keskimääräinen päivittäinen altistuminen lasketaan erikseen lapselle ja aikuiselle, jos lasten altistuminen on mahdollista.

Altistumisen tiheys tai toistuvuus (EF, kaavassa 1) määrittelee sen, kuinka monta päivää vuodessa altistumista tapahtuu. Altistumisen toistuvuuteen vaikuttavat mm. alueen maankäyttö, vuodenaika sekä tarkasteltavan altistumistilanteen luonne, mistä syystä arvo voi vaihdella muutamista päivistä joka päivä tapahtuvaan altistumiseen ( $EF = 1 \dots 365 \text{ d/a}$ ). Esimerkiksi työpaikkakäytössä olevalla alueella altistuminen ei ole yleensä yhtä toistuvaa kuin asuinalueella ja suora altistuminen pintamaan haitta-aineille on mahdollista lähinnä sulan maan aikaan. Hengitystie- ja ihoaltistumisessa on lisäksi yleensä tarkoituksenmukaista tarkastella niiden tuntien määrää vuorokaudessa, joina altistumista voi tapahtua, sisällä ja ulkona tapahtuvat oleskeluajat erikseen huomioiden.

**Syöpävaarallisilla aineilla arvioidaan keskimääräistä elinikäistä päivittäissaantia** (LADD, Life Time Average Daily Dose), vaikka todellinen altistumisaika olisi tätä lyhyempi. Tämä saadaan jakamalla laskettu kokonaisaltistuminen tasan koko eliniälle ( $AT = 70 \text{ a} = 25\,550 \text{ d}$ ). Lasten altistumisajaksi valitaan tällöin yleensä kuusi ensimmäistä ikävuotta ( $ED = 6 \text{ a}$  ja  $AT = 365 \text{ d/a} \cdot 6 \text{ a} = 2190 \text{ d}$ ). Aikuisilla altistumisajaksi asuinalueilla voidaan usein valita 24 vuotta ( $ED = 24 \text{ a}$  ja  $AT = 365 \text{ d/a} \cdot 24 \text{ a} = 8760 \text{ d}$ ), jolloin yksittäisen asukkaan oletetaan asuvan samalla alueella yhteensä 30 vuotta. Altistumisen kesto voidaan kuitenkin valita myös muilla kohdekohtaisilla perusteilla.

Terveysperusteisten ohjearvojen määrittämisessä keskimääräinen elinikäinen päivittäissaanti on laskettu myös ei-syöpävaarallisille aineille (lyijyä ja PCDD/F-yhdisteitä lukuun ottamatta, joiden osalta tarkasteltu vain lapsuusikää). Tässä altistuminen on määritetty aikapainotettuna keskiarvona yhdistämällä laskennallinen lapsuusaikainen ( $ED = 6 \text{ a}$ ) altistuminen ja aikuisiän ( $ED = 64 \text{ a}$ ) altistuminen ( $6 \cdot ADD_{\text{tot\_lapsi}} + 64 \cdot ADD_{\text{tot\_ai-kuinen}} / 70$ ). Tämä vastaa mm. Hollannissa ja tietyissä riskinarviointimalleissa käytössä olevaa menettelyä.

Tietyissä tilanteissa suuri lyhytaikainen altistuminen voi aiheuttaa välittömän eli **akuutin terveyshaitan**, jonka suhteen turvallista annostasoa ei voida välttämättä arvioida pitkäaikaiselle altistumiselle lasketun keskimääräisen arvion perusteella. Tämä koskee **erityisesti akuutisti hyvin myrkyllisiä haihtuvia yhdisteitä hengitystiealtistuksessa**. Tällaisissa tilanteissa voi olla syytä arvioida **erikseen suurin mahdollinen kerta-annos, jolle kohdehenkilö voi altistua**. Akuutti terveysriski on perusteltua arvioida ainakin **syanidille ja rikkivedylle**.

#### 4.8.2.4

##### Altistumismittaukset

Terveysriskien arvioimisessa voidaan toisinaan hyödyntää biologisia altistumismittauksia eli biomonitorointia. Tällä tarkoitetaan ihmisen altistumisen tai elimistön haitta-ainekuorman arviointia. Kohdistamalla biomonitorointi tarkasteltavan alueen vaikutuspiirissä oleviin ihmisiin voidaan arvioida jo tapahtunutta altistumista kohteen haitta-aineille. Altistumismittaus tehdään tavallisesti kemiallisilla analyyseillä veri- tai virtsanäytteistä. Myös hiuksista voidaan selvittää pitkäaikaista altistumista joillekin haitta-aineille.

Altistumismittausten tarpeesta, suunnittelusta ja toteutuksesta tulee neuvotella aina terveysalan asiantuntijoiden kanssa. Esimerkiksi verinäytteiden ottoon tarvitaan erillinen eettisen toimikunnan lupa. Myös biomonitoroin-

tinäytteiden säilyttämiseen, tietojen käyttöön ja luovuttamiseen liittyy rajoitteita, jotka on otettava huomioon. Tyypillisesti pilaantuneen alueen riskinarvioinnissa altistumismittauksille ei ole tarvetta<sup>118</sup>. Altistumismittausten tulosten hyötyä ja käyttöä rajoittaa erityisesti se, että biologiset näytteet (esimerkiksi pitoisuus veressä ja virtsassa) kuvastavat pääasiassa vain aivan viimeaikaista altistumista. Mitattujen pitoisuuksien tulkitsemiseksi ei ole myöskään annettu yleisiä terveysperusteisia vertailuarvoja tiettyjä työperäisen biomonitoroinnin viitearvoja lukuun ottamatta.

#### 4.8.3

### Vaikutusten arviointi

**Haitta-aineiden myrkyllisyys eli toksisuus ilmenee elimistössä biokemiallisina, rakenteellisina ja toiminnallisina muutoksina. Vaikutukset voivat olla ohimeneviä tai pysyviä, ja ne voivat ilmetä suorasti ja välittömästi tai epäsuorasti vasta pitkän ajan kuluessa** (esim. karsinogeenisuus, mutageenisuus ja teratogeenisuus). Toksisuus kohdistuu tavallisesti useaan elimeen, mutta jokaiselle aineelle voidaan osoittaa myös ns. kohde-elin, jossa vakavin haittavaikutus ilmenee. Tyypillisiä kohde-elimäitä ovat mm. keskushermosto, sisäelimet ja veri. Aineen fysikaalis-kemialliset ominaisuudet ratkaisevat, kuinka toksinen aine on ja millaisia vaikutuksia se aiheuttaa.<sup>119</sup>

Useimmilla haitta-aineilla on erilaisia vaikutuksia annoksesta, altistumistavasta, altistumisen kestosta ja altistujasta riippuen. Vaikutukset voivat olla lieviä (esim. hajuhaitat, ärsytysoireet ja pahoinvointi) tai vakavia (esim. hormonaaliset muutokset, immuunivasteen heikentyminen ja vaikutukset lisääntymisterveyden). Jotkut aineet voivat aiheuttaa myös haitallisia yhteisvaikutuksia. Lisäksi vaikutukset vaihtelevat yksilön herkyyden, elinvaiheen, terveydentilan, sukupuolen ym. yksilöllisten tekijöiden mukaan.

<sup>119</sup> Komulainen, H. 2012. Farmakologia ja toksikologia.

### Terveysperusteiset enimmäissaantiarvot

Terveysvaikutusten arvioimiseksi käytetään terveysperusteisia viitearvoja, joihin arvioitua altistumista verrataan (ks. taulukko 2). Nämä **arvot kuvaavat haitta-aineen turvallista enimmäissaantia tietyn altistumisreitin tai yhteensä kaikkien altistumisreittien kautta**. Tyypillisiä kansainvälisten organisaatioiden esittämiä terveysperusteisia viitearvoja ovat:

#### Ei syöpävaaralliset aineet

- TDI ja TCA (Tolerable Daily Intake/Concentration in Air): WHO<sup>120</sup> ja RIVM<sup>121</sup>
- RfD ja RfC (Reference Dose/Concentration): U.S.EPA<sup>122</sup>
- MRL (Minimal Risk Level): ATSDR<sup>123</sup>

#### Syöpävaaralliset aineet

- SF (Slope Factor), UR (Unit Risk) ja RSD (Risk Specific Dose): U.S.EPA<sup>120</sup>
- CRoral ja CRinhal (Cancer Risk, oral/inhalation): RIVM<sup>119</sup>

Terveysvaikutusten suhteen haitta-aineet jaetaan yleensä vaikutustyyppin perusteella syöpävaarallisiin (karsinogeenit) ja ei-syöpävaarallisiin aineisiin. **Ei-syöpävaarallisia aineilla haitallisia terveysvaikutuksia oletetaan aiheutuvan vasta tietyn kynnystason (threshold) ylittävässä altistuksessa. Syöpävaarallisten aineiden arvioidaan lisäävän syöpäriskiä pienimmillään annostasoilla eikä niille siten voi määrittää täysin haitatonta annosta.** Tyypillinen oletus on, että **ilman kynnystasoa vaikuttavat ainoastaan genotoksiset eli suoraan DNA:han vaikuttavat karsinogeenit**. Muille karsinogeeneille kynnystaso syöpäasteen suhteen voidaan siten määrittää.

<sup>120</sup> WHO. Environmental Health Criteria.

<sup>121</sup> Baars, A. 2001. Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels.

<sup>122</sup> U.S. EPA. Integrated Risk Information System.

<sup>123</sup> ATSDR. Minimal Risk Levels (MRLs).

Terveysperusteisten viitearvojen määrittäminen perusteet vaihtelevat. Yleensä ne johdetaan joko eläinkokeiden tai epidemiologisten tutkimusten tuloksista määrittämällä suhde altistumistason (annoksen) ja kohderyhmässä todettujen vaikutusten välille. **Ei-syöpävaarallisille yhdisteille lähtökohtana käytetään useimmiten eläinkokeissa määritettyä NOAEL-arvoa** (No Observed Adverse Effect Level). NOAEL tarkoittaa suurinta kokeessa tutkittua haitallisen aineen annosta, jolla haitallisia vaikutuksia ei todettu. Tämän lisäksi **voidaan käyttää pienintä vaikutuksia aiheuttanutta annosta (LOAEL, Lowest Observed Adverse Effect Level) tai annos-vaste-tiedoista johdettua BMD-arvoa** (Benchmark Dose), joka kuvaa esim. 10 % vasteen aiheuttavaa annosta. Enimmäissaantiarvot johdetaan eli ekstrapoloidaan annos-vaste-tiedoista epävarmuuskertoimilla. Näillä pyritään ottamaan huomioon mm. lajien ja yksilöiden välisiä herkkyysvaihteluita, eroja eri annostasojen välillä (eläinkokeissa suuret annokset, käytännössä ihmiset altistuvat pienille annoksille) sekä tutkimustietoihin tai koejärjestelyihin liittyviä epävarmuuksia. Kaikki epävarmuustekijät huomioon ottava epävarmuuskerroin on tyypillisesti 100–1000. Silloin, kun haitta-aineelle on saatavissa luotettavaa annos-vaste -tietoa ihmisistä, viitearvot johdetaan näistä tiedoista, ja käytetyt epävarmuuskertoimet ovat pienempiä.

**Genotoksisille karsinogeneille esitetyt enimmäissaantiarvot johdetaan tyypillisesti altistetuissa koe-eläinpopulaatioissa todettujen syöpätapausten lukumäärän perusteella** sovittamalla annos-vaste -kuvaajaan erilaisia ekstrapolointimalleja. Useimmin käytetty malli on ns. lineaarinen monivaihemalli (LMS = Linear Multi-Stage model), jossa suoritetaan lineaarinen ekstrapolointi pienimmän kokeessa syöpää aiheuttaneen annoksen ylemmästä luottamusvälistä annos-vaste -kuvaajan ”nollaan”. Aineen syöpävaarallisuus voidaan ilmasta LMS-mallin mukaisen kuvaajan (suoran) kulmakertoimella eli ns. SF-arvolla

(Slope Factor) tai ns. yksikkösyöpäriskillä eli UF-arvolla (Unit Risk<sup>124</sup>). Myös genotoksisille karsinogeneille voidaan käyttää ihmisten altistumiseen perustuvaa tietoa silloin, kun luotettavaa tutkimusaineistoa on saatavissa.

Sallitut **enimmäissaantiarvot määritetään yleensä aineen herkimpien eli pienimmillä annostasoilla aiheutuvien vaikutusten perusteella** (kriittinen vaikutus). Myös syöpävaarallisilla aineilla (ei genotoksiset karsinogeenit) voi olla muita vaikutuksia, jotka ilmenevät pienemmällä annostasoilla kuin syöpä. Tällöin syöpävaaralliseksi luokitellulle aineelle esitetty viitearvo ei välttämättä perustu syöpäasteeseen.

Terveysperusteisia viitearvoja on esitetty erityisesti ruoansulatuskanavan ja haihtuvien yhdisteiden osalta myös hengityselinten kautta tapahtuvalle altistumiselle. Ihoaltistumisen osalta käytetään tyypillisesti ruoansulatusreitin arvoja. Viitearvot voivat koskea pitkäaikaisista, kroonista altistumista (useista vuosista elinikään), subkroonista altistumista (muutamasta viikosta muutama vuosiin) tai lyhytaikaista, akuuttia altistumista (tunneista muutama päiväin/viikkoihin tai kerta-altistuminen).

**Terveysriskinarvioinnissa tulee varmistua siitä, että käytettävä viitearvo ja arvioidut vaikutukset vastaavat altistumisen arvioitua kestoa ja altistumisreittiä.** Esimerkiksi pitkäaikaiselle altistukselle määritetyn enimmäissaantiarvon käyttö lyhytaikaisen altistumisen vertailuarvona yliarvioi riskiä. Yleensä ei ole myöskään tarkoituksenmukaista arvioida syöpäriskiä, jos altistuminen on hyvin lyhytaikaista.

Terveysperusteisten viitearvojen käytössä tulisi ottaa huomioon myös tarkasteltavat altistumisreitit, koska haitta-aineen vaikutus ja imeytyminen elimistössä voivat vaihdella merkittävästi eri altistumisreittien välillä. Esimerkiksi hengitysaltistumisen osalta tulisi pääsääntöisesti pyrkiä käyttämään viitearvoja, jotka on määritetty hengitysaltistuskokeissa.

<sup>124</sup> U.S.EPA. 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part A).

**Lasten mahdollinen erityisherkkyyys viitearvojen valinnassa on huomioitava ainekohtaisesti.** Useimmille aineille lapset eivät ole 6 kk- 1 ikävuoden jälkeen aikuisia herempiä ja enimmäissaantiarvojen turvamarginaalit kattavat mahdolliset erot herkkyydessä<sup>118</sup>. **Poikkeuksena tästä on esim. lyijy.**

Pilaantuneen alueen **terveysriskien arvioinnissa tulee käyttää ensisijaisesti taulukossa 2 esitettyjä vertailuarvoja.** Tämä on suositeltavaa yhdenmukaisen arviointikäytännön vuoksi. Mikäli taulukossa 2 ei ole esitetty vertailuarvoa tarkasteltavalle aineelle tai näiden käyttö arvioinnissa ei ole muusta syystä perusteltua (esim. lyhytaikainen altistuminen, erityisherkkä altistuja tai aineen poikkeuksellinen esiintymismuoto tarkasteltavalla altistumisreitillä), voidaan käyttää esimerkiksi seuraavien organisaatioiden esittämiä ja tarkoitukseen soveltuvia enimmäissaantiarvoja:

- WHO<sup>125</sup>
- U.S.EPA<sup>126</sup>
- RIVM<sup>127</sup>
- ATSDR<sup>128</sup>.

Taulukossa 2 esitettyjä vertailuarvoja suurempien arvojen käyttöä voidaan muutoin pitää hyväksyttävänä vain arvojen perustana olevan kansainvälisen arvion muuttuessa tai terveysviranomaisen näkemykseen perustuen.

#### 4.8.3.1

##### **Yhteisvaikutukset**

Pilaantuneella alueella altistumista tapahtuu tyypillisesti samanaikaisesti usealle haitta-aineelle. Tämä on otettava huomioon terveysriskinarvioinnissa silloin, kun haitta-aineilla voi olla haitallisia yhteisvaikutuksia. Yhteisvaikutusten arvioimiseksi on tunnettava haitta-aineiden toksikologiset ominaisuudet vähintään yleisellä tasolla. Yhteisvaikutukset voivat olla suoraan summautuvia (additiivisia),

mutta ne voivat myös voimistaa (synergistiset vaikutukset) tai heikentää (antagonistiset vaikutukset) oletettuja summavaikutuksia. Koska useimpien haitta-aineiden oletetaan vaikuttavan toisistaan riippumattomasti, yhteisvaikutusten arvioinnissa voidaan yleensä rajoittaa summavaikutuksiin. Terveysriskin arvio perustuu kuitenkin aina ensisijaisesti yksittäisten aineiden riskin arvioon.

**Haitta-aineiden yhteisvaikutuksia voidaan yleensä pitää suoraan summautuvina eli additiivisina silloin, kun niillä on samanlainen vaikutustapa tai sama vaikutuksen kohde-elin**<sup>129</sup>. Tällöin yhteisvaikutuksia voidaan arvioida laskemalla yhteen yksittäisille aineille määritetyt riskiluvut (ks. luku 4.8.4). Esimerkkinä aineista, joiden yhteisvaikutuksia voidaan arvioida summautuvasti, ovat mm. PCDD/PCDF-yhdisteet (ks. liite 8) sekä tietyt öljyhiilivedyt ja torjunta-aineet (esim. drinit, organofosfaatit). Yhteisvaikutusten mahdollisuus arvioidaan kohteessa esiintyvien haitta-aineiden ja niiden toksisuutta koskevan kirjallisuustiedon perusteella.

#### 4.8.3.2

##### **Terveystilan tutkimukset**

Altistumisen seurauksena aiheutuvia vaikutuksia voidaan tietyissä tapauksissa arvioida ihmisten terveydentilaa selvittävien tutkimusten avulla. Tutkimukset voidaan kohdistaa biomonitoroinnin tavoin tarkasteltavan alueen vaikutuspiirissä oleviin ihmisiin, mutta arvioinnissa voidaan hyödyntää myös muista kohteista saatujen tutkimusten tuloksia. Epidemiologisissa tutkimuksissa havaittavien vaikutusten yhdistäminen yksinomaan pilaantuneen alueen haitta-aineista aiheutuvaan altistukseen on useimmiten vaikeaa. Tähän vaikuttavat mm. altistuneiden pieni määrä, muista lähteistä tuleva tausta-altistuminen, altistumisen keston vaihtelut, useiden aineiden yhteisvaikutukset sekä elämäntapaan,

<sup>125</sup> WHO. Environmental Health Criteria.

<sup>126</sup> U.S. EPA. Integrated Risk Information System.

<sup>127</sup> Baars ym. 2001. Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels.

<sup>128</sup> ATSDR. Minimal Risk Levels (MRLs).

<sup>129</sup> Meek, M. ym. 2011. Risk assessment of combined exposure to multiple chemicals: A WHO/IPCS framework..



ravintoon, perimään, yleiseen terveydentilaan ja muihin henkilökohtaisiin tekijöihin liittyvät tulosten tulkintaa vaikeuttavat tekijät<sup>130</sup>. Oleellisempaa on tarvittaessa arvioida potilaskohtaisesti altistumisen yhteyttä todettuihin oireisiin ja terveysvaikutuksiin lääkärien toimesta. Yksilötasolla altistumisen yhteyttä todettuihin oireisiin on kuitenkin useimmiten vaikea todeta. Jos samantyyppisiä oireita esiintyy useilla altistuneilla, syy-yhteys altistumiseen on todennäköisempää.

#### 4.8.4

### Terveysriskien määrittäminen ja kuvaus

Muiden aineiden kuin genotoksisten karsinogeenien aiheuttaman terveysriskin suuruus määritetään vertaamalla arvioitua, yleensä laskettua, altistumista sallittuun enimmäissaantiarvoon tai arvioituun haitattomaan tasoon.

Matemaattisesti terveysriskin suuruutta voidaan tällöin kuvata riskiluvuilla kuten vaaraosamäärällä (Hazard Quotient, HQ) tai turvamarginaalilla (Margin of Safety, MOS). Kun  $HQ \leq 1$ , haittavaikutusten ilmeneminen on epätodennäköistä. Kun  $HQ > 1$ , haittavaikutusten ilmeneminen on mahdollista.

Enimmäissaantiarvon ja laskennallisen altistumisen on oltava aina samassa yksikössä. Altistuminen esitetään joko saatuna annoksena elimistöön ( $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{d}$ ) tai pitoisuutena arvioidavassa väliaineessa (esim.  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  tai  $\mu\text{g}/\text{l}$ ). Riskilukujen laskennassa käytetään lasten altistumisessa lapselle spesifistä enimmäissaantiarvoa, jos sellainen on olemassa (esim. lyijy).

Mikäli kohteessa on useita vaikutuksiltaan additiivisiksi luokiteltavia aineita, näiden yh-

<sup>130</sup> Sorvari, J. ja Assmuth, T. 1998. Saastuneiden alueiden riskinarviointi – mitä, miksi, miten. Suomen ympäristökeskus. Opas 50, 150 s. ISBN 952-11-0408-2, ISSN 1238-8602.

teisvaikutuksesta aiheutuvaa riskiä voidaan kuvata vaaraindeksillä (Hazard Index, HI), jolloin yksittäisille haitta-aineille määritetyt vaaraosamäärän arvot lasketaan yhteen ( $HI = HQ_1 + HQ_2 + \dots + HQ_n$ ). Tietyille aineille (esim. PCDD/PCDF-yhdisteet) yhteisvaikutuksesta aiheutuva riski voidaan arvioida myös suhteutettua myrkyllisyyttä kuvaavien toksisuus-ekvivalenttikertoimien (TEF) avulla (ks. liite 8).

**Hyväksyttävänä riskinä ei-genotoksille aineille pidetään yleensä tasoa, jossa arvioitu altistuminen keskimääräisenä päivittäisaantina ilmoitettuna on korkeintaan yhtä suuri kuin aineen sallittu enimmäissaantiarvo ( $HQ \leq 1$ ). Myös vaaraindeksin tulisi tällöin olla korkeintaan yksi ( $HI \leq 1$ ).**

Kun  $HQ$  tai  $HI > 1$ , arviossa olisi hyvä esittää myös turvamarginaali aineen haitalliseksi tiedettyyn altistumistasoon (NOAEL, No-Observed-Adverse-Effect-Level; NOAEC, No-Adverse-Effect-Concentration) terveysriskin suuruuden havainnollistamiseksi ( $MOS = NOAEL$  tai  $NOAEC/\text{altistuminen}$ ). Koska sallitut enimmäissaantiarvot sisältävät usein jo itsessään tietyn turvamarginaalin, todellisen riskin suuruus ei niitä käytettäessä välttämättä selviä. Eläinkokeisiin perustuvaan NOAEL- tai NOAEC-arvoon verrattuna turvamarginaalin tulisi yleensä olla yli 100 ( $MOS > 100$ ). Kun annos-vaste-tieto perustuu ihmisten altistumiseen, hyväksyttävä turvamarginaali on yleensä 10. Tulkintaan vaikuttaa kuitenkin aina ainekohtaisen toksisuustiedon luotettavuus sekä toksisuuden vakavuus ja luonne. Enimmäissaantiarvojen taustalla olevia NOAEL- ja NOAEC-arvoja on esitetty mm. kynnys- ja ohjearvojen määrittämisestä käsittelevässä julkaisussa<sup>131</sup> sekä muissa ainekohtaisissa riskinarvioissa (esim. WHO:n ohjearvot ja EU:n REACH-riskinarviot). Laskentaan va-

<sup>131</sup> Reinikainen, J. 2007. Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteet. Suomen ympäristö 23/2007, 164 s. ISBN 978-952-11-2731-1 (nid.), ISBN: 978-952-11-2732-8. ISBN: 978-952-11-2732-8 (PDF). Saatavilla: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=251703>

litun NOAEL- tai NOAEC-arvon perusteet esitetään osana riskien kuvausta.

Genotoksisilla karsinogeeneilla syöpää voidaan pitää vakavimpana terveyshaittana, koska jo pienenkin altistumisen oletetaan lisäävän syöpäriskiä. Syöpäriski arvioidaan tällöin yleensä altistumisen aiheuttamana lisäsyöpäriskinä eliniän aikana. Arvio voidaan useimmiten tehdä aineen syöpävaarallisuutta kuvaavan annosvasteen kulmakertoimen (SF) tai yksikkösyöpäriskin avulla (esim. syöpäriski = LADD \* SF; ks. luku 4.8.3). Tässä on olennaista, että altistuminen ja syöpävaaraa kuvaava kerroin ilmaistaan samassa yksikössä. **Hyväksyttävänä lisäsyöpäriskinä yksittäiselle genotoksille karsinogeenille voidaan yleensä pitää tasoa  $1 \times 10^{-5}$  (yksi ylimääräinen syöpätapaus 100 000 ihmistä kohti).** Tässä on tarvittaessa huomioitava lasten mahdollinen erityisherkyys. Koska karsinogeenisten aineiden yhteisvaikutusta syövän syntyyn ei täysin tunneta, niiden mahdollista yhteisvaikutusta ei yleensä ole tarkoituksenmukaista arvioida.

Taulukossa 2 esitetyt genotoksisten karsinogeenien siedettävän saannin vertailuarvot ( $CR_{oral}$  ja  $CR_{inhal}$ ) on esitetty samassa yksikössä ei-syöpävaarallisten aineiden kanssa ( $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{d}$  tai  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Arvot on määritetty siten, että päivittäinen elinikäinen altistuminen kyseisellä annostasolla vastaa lisäsyöpäriskiä  $10^{-5}$ . Käytettäessä näitä vertailuarvoja myös syöpäriskiä voidaan kuvata vaaraosamäärällä. **Terveysriskin kuvauksessa genotoksisten karsinogeenien syöpäriski tulisi kuitenkin ensisijaisesti pyrkiä kuvaamaan lisäsyöpäriskinä.**

Hyväksyttävän riskin määrittämisessä on aina otettava huomioon käytettävien arviointimenetelmien ja lähtötietojen epävarmuus, jota sisältyy erityisesti altistumisen arviointiin. Päätöksentekoa varten epävarmuutta voidaan havainnollistaa esittämällä riskin vaihteluväli esim. todenmukaiseen ja pahimpaan realistiseen altistumisarvioon perustuen (ks. luku 4.5.10).

Terveysperusteiset enimmäissaantiarvot eivät ole absoluuttisia raja-arvoja, joissa hai-

tat alkavat tai päättyvät. Haittojen todennäköisyys ja terveysriski kuitenkin kasvaa, mitä enemmän arvo ylitetään. Tästä syystä todellisen turvamarginaalin esittäminen haitalliseksi tiedettyyn tasoon on konkreettisin tapa kuvata terveysriskin suuruutta. Lisäksi on syytä tiedostaa, että syöpäriskiarvioiden perusteella ei voida tarkasti määritellä yksittäiselle henkilölle tai populaatiolle aiheutuvaa syöpäriskiä eikä mahdollisen alueella ilmenevän syöpätapausten voida yleensä varmuudella päätellä aiheutuvan altistumisesta tietylle haitta-aineelle.

Useissa riskinarviointimalleissa eri reittien kautta laskettua kokonaisaltistumista verrataan ainoastaan ruoansulatusreittein sallittuun enimmäissaantiarvoon, kuten TDI-arvoon. Tällaisia malleja käytettäessä tulee erikseen osoittaa, etteivät haitta-aineiden arvioidut pitoisuudet esim. hengitysilmassa tai juomavedessä ylitä näille erikseen annettuja vertailuarvoja.

Riskilukujen laskentaa ja käyttöä sekä muita riskin kuvauksen periaatteita terveysriskien arvioinnissa on kuvattu tarkemmin mm. MINERA-riskinarviomallissa<sup>132</sup>.

#### 4.9

### Ekologisten riskien arviointi

Ekologisella riskillä tarkoitetaan tässä ohjeessa haitallisia vaikutuksia, joita pilaantuneen alueen haitta-aineet aiheuttavat tai saattavat aiheuttaa tarkasteltavan alueen vaikutuspiirissä olevassa eliöstössä. Ekologiset riskit voivat kohdistua yksittäisiin eliöihin, yhteisöihin, populaatioihin tai ekosysteemeihin. Riskit voivat todentua erilaisina haitallisina vaikutuksina, kuten mikrobitoimintojen heikentymisenä, häiriöinä tietyn lajin lisääntymisessä tai lajilukumäärän vähenemisenä.

Ekologisten riskien arviointia pilaantuneella alueella on selostettu yksityiskohtaisesti erillisessä ympäristöhallinnon oppaassa<sup>133</sup>.

<sup>132</sup> Opasnet. Minera-hanke.

<sup>133</sup> Pellinen, J., ym. 2007. Pilaantuneen maaperän ekologinen riskinarviointi.

## Tavoitteet ja rajaukset

Ekologisten riskien osalta yleisenä tavoitteena on alueen ekologisesti tärkeiden lajien ja toimintojen, kuten ravinnekiertojen, sekä elinympäristöjen ja eliölajien monimuotoisuuden turvaaminen.

Siten ekologisten riskien arviointi voi koskea mm. alueen maaperän pieneliöstöä ja kasvistoa, nisäkkäitä ja lintuja, joiden elinpiiriin alue sisältyy, sekä alueen vaikutuspiirissä olevien pintavesien eliöstöä.

**Suojeltava eliöstö ja tarvittava suojelun taso määräytyvät aina osin tapauskohtaisesti ja ne ovat sidoksissa mm. alueen maankäyttöön sekä kohteessa olevan eliöstön tai elinympäristöjen vaatimuksiin.** Esimerkiksi luonnontilaisilla alueilla, maanviljelyalueilla ja rakennetussa kaupunkiympäristössä maaperän toimintoja ja eliöstön suojelun tasoa koskevat vaatimukset voivat poiketa olennaisesti toisistaan. Esimerkkejä eri maankäyttömuodoissa olennaisista lajeista ja toiminnoista on esitetty taulukossa 7.

Arvioinnissa tulee ottaa huomioon myös alueella mahdollisesti esiintyvät harvinaiset tai muut erityistä suojelua vaativat lajit, jotka toimivat esim. tärkeänä ravinnonlähteenä muille suojeltaville eliöille tai ihmisille. Suojeltavia kohteita voivat olla myös esimerkiksi kaupallisesti tärkeät eliölajit kuten arvokkaat ravintokalat tai ihmisen virkistykseen kannalta erityiset ekosysteemit.

Monissa kohteissa, kuten teollisuusalueilla sekä päällystetyillä liikenne- ja kaupunkialueilla, ihmistoiminnan vaikutus alueen ekologiaan on käytännössä hyväksytty jo maankäytöstä päätettäessä. Tällaisissa kohteissa ekologistia riskejä ei voida pitää keskeisenä pilaantuneen alueen päätöksentekoa ohjaavana tekijänä, eikä ekologisten riskien suuruutta yleensä tarvitse määrittää, jollei tiedossa oleva maankäytön muutos tätä edellytä. Toisaalta näissäkin kohteissa voi olla esim. erillisiä viheralueita, joiden osalta ekologist riskit on tarvittaessa määritettävä. Tämän lisäksi **ekologiset riskit on yleensä määritettävä maankäytöstä riippumatta, jos kohteessa on merkittäviä määriä erittäin kertyviä tai ravintoketjussa rikastuvia aineita tai jos aineet voivat kulkeutua merkittävässä määrin alueen ulkopuolelle ja aiheuttaa haittaa esim. vesistöissä.**

Taulukko 7. Esimerkki eri maankäyttömuodoissa olennaisista suojeltavista ekologisista tekijöistä<sup>134</sup>.

Maankäyttö	Suojeltavat ekologist tekijät
Luonnontilainen alue	Kaikki lajit, vuorovaikutukset ja prosessit
Maanviljelyalue	Herkimmät tuotettavat ravintokasvit ja karja, maaperän palautumiskyky
Virkistysalue ja viheralueet	Kasvit, ravinnekierrat, linnut ym. lentokykyiset eliöt
Asuinalue, jossa ravintokasvien viljelyä, viljelypalstat	Herkimmät tuotettavat lajit, ravinnekierrat, maaperän palautumiskyky, lemmikkieläimet, vain rakennetussa ympäristössä elävä eliöstö
Asuinalue, jossa puutarhoja	Kasvien kasvu (koristekasvit), ravinnekierrat, maaperän palautumiskyky, lemmikkieläimet, vain rakennetussa ympäristössä elävä eliöstö
Asuinalue, jossa ei puutarhoja, liikennöintialueet, rakennetut alueet	Viherkasvit ja reunuskasvillisuus, maaperän palautumiskyky, vain rakennetussa ympäristössä elävä eliöstö

<sup>134</sup> Faber, J.H. 1998. Ecological risks of soil pollution. Ecological building blocks for risk assessment.

Taulukko 8. Esimerkki arviointialueen pinta-alan merkityksestä ekologisten riskien määrittämisessä maaperäeliöstölle. Ekologisten riskien tarkennettua määrittämistä voidaan pitää tarpeellisena, kun arviointialue on esitettyä kriittistä pinta-alaa suurempi, ja haitta-aineen edustava pitoisuus tämän alueen pintamaassa (kohteesta riippuen välillä 0-2 m) ylittää ekologisista perusteista määritetyn alemman ohjearvon tai SHP<sub>eko</sub>-arvon<sup>136</sup>. Luokittelu tarkoitettu ainoastaan suuntaa-antavaksi esimerkiksi eikä sitä tule soveltaa ilman tapauskohtaista harkintaa

Alueen maankäyttö	Kriittinen pinta-ala [m <sup>2</sup> ]
Luonnonsuojelualueet ja niiden suojavyöhykkeet	50
Asuinalueet, joissa puutarhoja ja viheralueita, luonnontilaiset alueet, laidunalueet	1 000
Taajamien puistot ja viheralueet	5 000

<sup>136</sup> Reinikainen 2007. Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteet.

Ekologisten riskien määrittäminen voidaan rajata niihin aineisiin, joille eliöstön altistuminen on käsitteellisen mallin tai kulkeutumisriskin arvioinnin mukaan mahdollista, ja joiden aiheuttamat vaikutukset ovat mitattujen tai laskettujen pitoisuuksien perusteella todennäköisimpiä tai vakavimpia. Toisaalta ekologisessa riskinarvioinnissa voidaan usein määrittää suoraan haitallisia vaikutuksia alueen eliöstössä, jolloin ei välttämättä ole olennaista tarkasti tietää, mikä tai mitkä aineet vaikutuksen aiheuttavat. Vaikutusten arviointi on yleensä syytä keskittää populaatio- ja yhteisötason vaikutuksiin, kuten ravinnekiertoihin tai eliöiden kuolleisuuteen, kasvuun ja lisääntymiseen<sup>135</sup>. Erityisesti suojeltavilla lajeilla arvioissa voidaan tarkastella myös yksittäisiä eliöitä.

**Ekologisten riskien määrittämisessä on rajattava myös ne kohteen osa-alueet, joita tärkeiksi tunnistetut ekologiset tekijät ja altistumistilanteet koskevat.** Tällaisia arviointialueita voivat olla esim. kiinteistön viheralueet ja puutarhat sekä suojeltavien lajien paikalliset elinympäristöt.

**Maaperäekosysteemin osalta merkityksellisiä ekologisia vaikutuksia voidaan olettaa aiheutuvan lähinnä silloin, kun aineita on haitallisina pitoisuuksina tarpeeksi laajalla alueella maaperän biologisesti aktiivisessa kerroksessa.** Jos pitoisuudet ovat pieniä, arviointialue on pinta-alaltaan pieni tai haitta-aineet esiintyvät pääosin pintamaasta syvemmissä kerroksissa, ekologisia vaikutuksia kohteen maaperäeliöstölle voidaan yleensä pitää vähäisinä eikä niiden tarkempi määrittäminen yleensä ole tarpeellista. Asiaa on havainnollistettu taulukon 8 esimerkissä.

#### 4.9.2

#### Altistumisen ja vaikutusten arviointi

Ekologisten riskien arvioinnissa altistumisen ja vaikutusten arviointiin voidaan käyttää mm. seuraavia menetelmiä:

- pitoisuusmittausten ja altistumislaskelmien vertaaminen ekologisiin viitearvoihin
- biotestit (haitta-ainekohtaiset testit ja testit kohteen maanäynteillä)
- malliekosysteemitutkimukset
- biomonitorointi ja biomarkerit sekä
- ekologiset tutkimukset.

Arvioinnin toteutustavan valinnassa tulisi pohtia sitä, minkä tyyppinen lähestymistapa

<sup>135</sup> Pellinen, J., ym. 2007. Pilaantuneen maaperän ekologinen riskinarviointi.

palvelee parhaiten päätöksenteon tavoitteita. Myös käytännön asettamat rajoitteet kuten kohteen eliöstön tutkimisen edellyttämä yksilömäärä ja työn vaatimat resurssit vaikuttavat siihen, mitkä menetelmät arviointiin valitaan. Menetelmästä riippumatta arviointi on syytä aloittaa alueelle tehtävällä maastokäynnillä. Maastokäynnin yhteydessä voidaan havainnoida mahdollisia merkkejä alueen ekosysteemin häiriintymisestä ja tarkentaa aiemmin hankittuja tietoja alueen olosuhteista.

Haitta-aineiden aiheuttamia vaikutuksia eliöissä voidaan yksinkertaisimmillaan arvioida pitoisuusmittausten ja ekologisin perustein määritettyjen ohjearvojen taikka muiden ekologisten viitearvojen tai toksisuustestien tulosten perusteella. Ekologiset viitearvot ovat arvioita eliöille haitattomista tai haitallisista pitoisuuksista ympäristössä. Viitearvot voivat koskea ainoastaan yhtä lajia tai yleisesti kaikkia tiettyssä ympäristönosassa eläviä lajeja. Ohjearvojen perustana ovat SHP<sub>eko</sub>-arvot ja EU:n kemikaalirikinarvioinnin PNEC-arvot ovat esimerkkejä ekologisista viitearvoista, jotka perustuvat yleisesti kaikkiin maaperä-eliöihin kohdistuviin haitallisiin vaikutuksiin.

Suurin osa saatavilla olevasta ekotoksisuutta koskevasta tiedosta ja viitearvoista perustuu yksittäisille haitta-aineille tehtyjen standardoitujen myrkyllisyystestien tuloksiin. Näissä testissä tarkastellaan tyypillisesti vain yhtä kohdeorganismia ja yhtä tai useampaa vaikutustyyppiä eli vastetta joko lyhytaikaisessa tai pitkäaikaisessa altistuksessa (akuutit ja krooniset testit). Kirjallisuudessa lyhytaikaistestien tulokset on yleensä ilmoitettu L(E)C50-arvoina (Lethal/Effect Concentration) ja pitkäaikaistestien tulokset NOEC-arvoina (No Observed Effect Concentration). L(E)C50 tarkoittaa pitoisuutta, jossa kuolleisuus tai muu mittaustulos on todettu 50 %:lla koe-eliöistä ja NOEC suurinta testissä käytettyä pitoisuutta, jossa vaikutuksia ei ole todettu. Mikrobiologisten testien tulokset esitetään tavallisesti NOEC-arvoina tai ECx-arvoina, joissa x ilmaisee mitatun vasteen

prosentuaalisen vähenemän tai heikentymisen kontrollinäytteeseen verrattuna.

Ekologisten viitearvojen määrittämiseksi toksisuustestien tuloksiin sovelletaan erilaisia arviointikertoimia sekä lajien herkkyyssjakumaan (Species Sensitivity Distribution, SSD) perustuvia tilastollisia tarkasteluja. Tämän lisäksi vesieliötesteistä saatujen toksisuustietojen perusteella johdetaan maaperä- ja sedimenttieliöstöä koskevia viitearvoja tasapainojakautumislaskentaan perustuen ja mm. lintuja ja nisäkkäitä koskevia viitearvoja määritetään erilaisten altistumisarvioiden kautta. Altistumiseen perustuva arviointi voi koskea suoraa altistumista maaperässä tai vedessä oleville aineille eri altistusreittien kautta (ruoansulatus, iho ja hengitys) tai välillisiä vaikutuksia ravintoketjussa kertymisen ja rikastumisen kautta. Viitearvojen määrittämisen periaatteita on käsitelty tarkemmin monissa julkaisuissa<sup>137, 138</sup>.

Toksisuustietoihin sovellettava tilastollinen laskentatapa on suositeltavaa silloin, kun käytössä on riittävästi testituloksia useille eri lajeille. Siinä oletetaan, että lajien herkkyys haitta-aineen pitoisuuden suhteen noudattaa tiettyä jakaumaa ja laboratorioissa testatut lajit ovat satunnainen otos tästä jakaumasta. Tyypillisesti testituloksille (NOEC) tehdään logaritimuunnos ja arvot sovitetaan normaalijakaumalle. Tuloksena saadaan pitoisuuden ja vaikutusten suhdetta esittävä kuvaaja. Herkkyysjakauman perusteella voidaan arvioida tietyn pitoisuuden aiheuttamaa vaikutustasoa (ks. kuva 18).

Myrkyllisyystesteissä haitta-aine lisätään näytematriisiin (esim. keinotekoinen maa-aines) yleensä liuoksessa, jolloin se on helposti biosaatavassa muodossa. Biosaatavuus tarkoittaa eliöiden saatavilla olevaa osuutta haitta-aineen pitoisuudesta tai kokonaismäärästä väliaineessa. Käytännössä monet haitta-aineet sitoutuvat maaperässä tiukasti maa-ainekseen

<sup>137</sup> European Commission. 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment.

<sup>138</sup> Reinikainen, J. 2007. Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteet

eivätkä siten ole eliöille helposti saatavassa muodossa. Maaperässä haitta-aineiden biosaattavuus tyypillisesti vähenee myös ajan kuluessa. Maaperässä on myös tavallisesti samanaikaisesti useita haitta-aineita, joilla voi olla haitallisia yhteisvaikutuksia. Kirjallisuustietojen perusteella ei voida tavallisesti ottaa näitä tekijöitä huomioon, minkä takia arviointia voi olla syytä tarkentaa kohteessa tai kohteen ympäristönäytteillä laboratoriossa tehtävillä biologisilla ja ekologisilla tutkimuksilla. Kohteen ympäristöolosuhteiden vaikutusta biosaattavuuteen voidaan toisaalta arvioida myös laskekennallisesti soveltamalla kirjallisuusarvioihin ns. BLM-malleja<sup>139</sup> (Biotic Ligand Model) tai erilaisia normalisointikaavoja, joilla toksisuustestin tulos voidaan muuttaa vastamaan oletettua vaikutusta kohteen maa-aineksessa (esim. orgaanisen hiilen ja hienoaineksen pitoisuuksien perusteella).

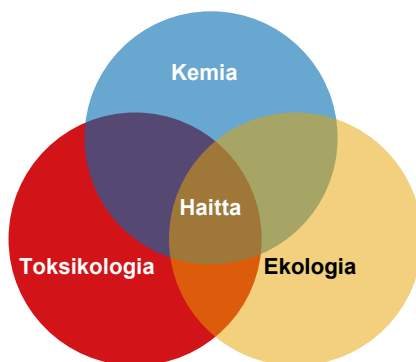
Kohteen maanäytteillä laboratoriossa tehtävillä ekotoksikologisilla testeillä (biotestit) voidaan selvittää suoraan pilaantuneen alueen maaperän haitallisuutta valituille testieliöille. Tällaisten biotestien avulla voidaan arvioida edellä mainittuja haitta-ainekohtaisia myrkyllisyystestejä paremmin aineiden todellista biosaattavuutta kohteessa sekä mahdollisia yhteisvaikutuksia. Tietyillä biotesteillä voidaan arvioida myös eliöiden sopeutumis- ja palautumiskykyä sekä kykyä välttää pilaantunutta ympäristöä tai pilaantuneita ravintolähteitä.

Biomonitorointia käytetään haitta-aineiden kertyvyyden ja eliöiden altistumisen arviointiin. Biomonitoroinnilla tarkoitetaan eliöiden kudosten haitta-ainepitoisuuksien ja biomarkkereiden mittaamista. Biomarkkerit ovat eliöistä mitattavia fysiologisia tai biokemiallisia vasteita (esim. tiettyjen entsyymien aktiivisuus), joilla on yhteys haitta-ainealtistukseen tai siitä seuraaviin vaikutuksiin. Biomonitorointimittaukset tehdään suoraan alueelta kerätyille eliöille. Biosaattavuutta

voidaan arvioida myös tiettyjen liukoisuustestien perusteella (ks. luku 4.5.8)

Kemiallisten ja biologisten tutkimusten lisäksi ekologisen riskin arvioinnissa voidaan käyttää erilaisia ekologistia tutkimuksia. Ekologisilla tutkimuksilla tarkoitetaan esimerkiksi kohdealueen eliöiden runsauden ja lajimäärän määrittämistä ja vertaamista valitun, puhtaaksi tiedetyn vertailualueen vastaavien tietojen kanssa. Merkittävät erot alueiden eliöyhteisöjen rakenteessa tai yksilömäärissä voivat ilmentää haitallisten aineiden aiheuttamia vaikutuksia. Ekologisissa tutkimuksissa on otettava huomioon, että havaitut erot kohdealueen ja vertailualueen välillä voivat johtua pilaantumisen sijaan tai niiden ohella myös muista ympäristötekijöistä. Siksi ekologisten tutkimusten tulosten tulkinta vaatii aina maaperäekologian hyvää tuntemusta.

Biotestien ja ekologisten tutkimusten vaikeutena on tulosten tulkinta, sillä eri testien antamat tulokset voivat olla hyvin erilaisia. Myös eroavaisuudet ympäristö- ja laboratorio-olosuhteiden välillä sekä eri lajien välillä vaikeuttavat tulosten tulkintaa. Tästä syystä **ekologisten riskien arvioinnissa on yleensä tarkoituksenmukaista käyttää useita erilaisia menetelmiä**. Näin voidaan tarkastella arvioinnin epävarmuutta ja saada päätöksentekoon riittävän monipuolista tietoa. Esimerkki eri menetelmiä yhdistelevästä lähestymistavasta on ns. Triad-menetely (kuva 17).



Kuva 17. Triad-menetelyn osavaiheet.

<sup>139</sup> ICM. 2007. MERAG: Metals Environmental Risk Assessment Guidance.

Triad-menettelyssä ekologiset riskit arvioidaan yhdistämällä tulokset kemiallisista, toksikologisista ja ekologisista arvioinneista. Triad-menettelyn kemiallisten tutkimusten tuloksiin pohjautuvassa arviointiosuudessa haitat ja riskit voidaan määrittää ympäristön haitta-ainepitoisuuksien (kokonaispitoisuus tai biosaatava osuus) tai pitoisuuksien ja altistumista tai kertymistä kuvaavien mallien avulla laskettujen annostasojen perusteella. Toksikologisessa arviointiosuudessa tehdään mm. biotestejä ja biomarkerimäärittäyksiä. Näillä on tarkoitus saada tietoa mm. eri haitta-aineiden yhteisvaikutuksista, joiden määrittäminen pelkästään kemiallisten analyysien perusteella on useimmiten mahdollonta. Biotesteissä mitattavien vasteiden vaihtelu saattaa olla huomattavaa, minkä vuoksi useiden rinnakkaismääritysten tekeminen on tarpeen. Ekologisen arviointiosuuden tutkimuksiin voivat kuulua mm. tarkasteltavalla alueella tehtävät lajisto- ja yksilömääräkartoitukset sekä alueen eliöstön biomonitointi. Eri arviointiosioista saadut riskiarvot skaalataan asteikolle nollasta yhteen (0 - 1 tai 0 - 100%) ja yhdistetään integroiduksi riskiluvuksi. Jos eri lähestymistapoihin perustuvien arviointien välillä havaitaan huomattavia risitiriitoja, arviointia tulee yleensä jatkaa esim. lisätesteillä.

Ekologisen riskin arviointia sekä Triad-menettelyä ja sen soveltamista on kuvattu tarkemmin monissa julkaisuissa<sup>140 141</sup>.

Tarkempaa tietoa menetelmistä on saatavissa mm. pilaantuneen maaperän ekologista riskinarviointia käsittelevässä oppaassa<sup>142</sup>

#### 4.9.3

### Ekologisten riskien määrittäminen ja kuvaus

Jos ekologisen riskin määrittäminen perustuu pitoisuusmittausten tai niiden perusteella lasketun altistumisen vertaamiseen yleisiin viitearvoihin, riskin suuruutta voidaan ilmaista vaaraosamäärällä (HQ) ja -indeksillä (HI) (ks. luku 4.8.4). Nämä antavat kuitenkin yleensä vain hyvin karkean arvion todellisista ekologisista vaikutuksista, sillä kirjallisuustietoihin perustuvat viitearvot eivät voi ottaa huomioon tarkastelun kohteena olevan ympäristön erityispiirteitä. Ympäristön pitoisuuksiin perustuva riskiluvun laskenta saattaa yliarvioida todellisia riskejä, koska monet ekologistia vaikutuksia vähentävät ilmiöt, kuten ajan kuluessa vähentyvä biosaatavuus, eliöiden sopeutuminen, kyky välttää pilaantuneita ravintolähteitä ja ympäristöä sekä eliöstön korvautuminen ja valikoituminen, eivät tule yleensä otetuksi huomioon viitearvovertailuissa. Toisaalta viitearvot eivät ota huomioon haitta-aineiden mahdollisia haitallisia yhteisvaikutuksia ja voivat siten joissakin tapauksissa aliarvioida todellisia vaikutuksia.

Viitearvovertailussa on otettava huomioon myös se vaikutus- tai riskitaso (haitaton tai haitallinen pitoisuus), jota viitearvolla kuvataan. Esimerkiksi maaperän alempien ohjearvojen perustana olevat SHP<sub>eko</sub>-arvot vastaavat pitoisuuksia, joissa kirjallisuustietojen perusteella haitallisia vaikutuksia on aiheutunut tai arvioitu aiheutuvan puolelle maaperän eliöistä tai prosesseista. Tilastollisella lajien herkkyyss jakaumalla tätä pitoisuutta kutsutaan HC<sub>50</sub>-arvoksi (Hazardous Concentration, kuva 18). Ohjearvojen asettamisessa HC50-arvoa on käytetty kaikille haitta-aineille yhdenmukaisena kriteerinä arvioitaessa vaikutusten kannalta suurinta yleisesti hyväksyttävää pitoisuutta. Tässä on oletettu, että maaperässä vastaavat pitoisuudet eivät aiheuta pitkällä aikavälillä laboratorioissa suoritettuihin toksisuustes-

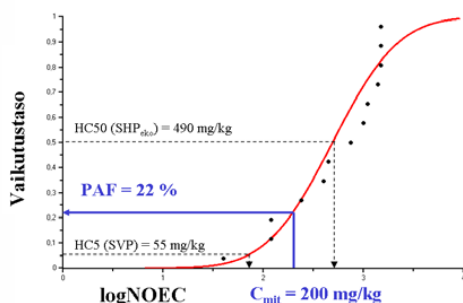
<sup>140</sup> Jensen, J. & Mesman, M. 2006. Ecological risk assessment of contaminated land.

<sup>141</sup> Sorvari, J. 2010. Application of risk assessment and multi-criteria analysis in contaminated land management in Finland.

<sup>142</sup> Pellinen, J. ym. 2007. Pilaantuneen maaperän ekologinen riskinarviointi.



teihin verrattuna yhtä suuria vaikutuksia edellä mainittujen vaikutuksia vähentävien tekijöiden vuoksi. Esimerkiksi EU:n kemikaaliriskinarvioinnin PNEC-arvojen laskennallisena perustana sen sijaan on lajien herkkyysjakaumalta määritetty HC5-arvo, jota on edelleen jaettu arviointikertoimella. Siten PNEC-arvolla pyritään kuvaamaan maaperässä kaikille lajeille haitatonta pitoisuutta.



Kuva 18. Esimerkki herkkyysjakaumalta määritettävän lyijypitoisuuden (200 mg/kg) vaikutuksesta maaperäeliöihin prosentuaalisena osuutena niistä eliöistä, joihin kyseinen pitoisuus saattaa haitallisesti vaikuttaa (PAF = Potentially Affected Fraction).

Kun ekologisten riskien arviointiin käytetään ekotoksikologisia testejä, haitan ja riskin suuruus määritetään vertaamalla testissä mitattuja vaikutuksia vertailukohteeseen (kontrolli) todettuihin vaikutuksiin. Merkittävän vaikutuksen rajana pidetään usein 20 %:n muutosta kontrolliin verrattuna<sup>143</sup>. Myös ekologisissa tutkimuksissa vaikutusten merkittävyyttä arvioidaan suhteessa pilaantumattomaksi tiedettyyn vertailukohteeseen.

Ekologisten riskien kuvauksessa olennaista on verrata eri menetelmillä saatuja tuloksia kohteessa tehtyihin havaintoihin ja suhteuttaa tiedot riskinarvioinnille asetettuihin tavoitteisiin. Arvioitaessa ekologisten riskien merkittävyyttä ja niitä koskevia toimenpidetarpeita on tärkeä ottaa huomioon myös päätöksenteon muut lähtökohdat, ku-

<sup>143</sup> Pellinen, J., ym. 2007. Pilaantuneen maaperän ekologinen riskinarviointi.

ten alueen tuleva maankäyttö ja mahdollisen riskinhallinnan kokonaishyödyt ja -haitat. Esimerkiksi tyypillisen maaperän kaivamiin perustuvan kunnostusratkaisun vaikutukset alueen eliöstölle saattavat muodostua pilaantumisen aiheuttamia ekologisia riskejä ja kunnostuksen hyötyjä suuremmiksi. Tästä syystä ekologisen riskinarvioinnin johtopäätökset on perusteltava hyvin ja kytkettävä aina riittävän aikaisessa vaiheessa osaksi mahdollisen riskinhallinnan suunnittelua ja toteutusta (ks. luku 5).

#### 4.10

### Epävarmuustarkastelu

Riskinarvioinnin epävarmuuksia käsitellään epävarmuustarkastelussa. Sen tarkoituksena on tuottaa perusteltu arvio riskinarvioinnin luotettavuudesta ja siitä, voiko arvioinnin tuloksia pitää riittävinä. Epävarmuustarkastelun perusteella voidaan tunnistaa mahdollinen tarve lisätutkimuksiin tai riskinarvioinnin tarkentamiseen.

**Epävarmuustarkastelu voidaan tehdä erikseen jokaiselle arviointivaiheelle** (kulkeutumisriskit, terveysriskit ja ekologiset riskit) **ja sisällyttää niitä koskevien haittojen ja riskien kuvaukseen. Se voidaan toteuttaa ja esittää myös erillisenä tarkasteluna**, jossa eri arviointivaiheiden epävarmuudet käsitellään samanaikaisesti. Epävarmuustarkastelu tehdään ensisijaisesti kuvailevana, mutta siihen on tarvittaessa sisällytettävä myös epävarmuuksien määrällistä tarkastelua.

Epävarmuustarkastelussa olennaista on tunnistaa epävarmuuden tärkeimmät lähteet ja arvioida niiden vaikutus riskinarvioinnin tuloksiin. **Epävarmuus aiheutuu arvioinnissa käytetyn tiedon puutteesta, muuttujien luonnollisesta ja usein satunnaisesta vaihtelusta sekä arviointimenetelmien rajoitteista.**

Kohdetutkimusten tyypillisiä epävarmuustekijöitä ovat puutteelliset tiedot haitta-aineiden esiintymisestä kohteessa. Alkuperäisten päästölähteiden ja -tapahtumien monimuotoisuus ja ympäristötekijöiden alueelliset ja ajalliset vaihtelut johtavat haitta-aineiden pitoisuusvaihteluihin kohteen eri osissa. Kohdetutkimusten epävarmuustekijöitä voidaan tavallisesti vähentää lisäämällä tai tarkentamalla tutkimuksia. Tutkimustulosten edustavuuteen tulee kiinnittää huomiota arvioinnin kaikissa vaiheissa (ks. luku 4.5).

Kohdetutkimusten lisäksi epävarmuutta sisältyy riskinarvioinnin muihin lähtötietoihin ja arviointimenetelmiin. Tyypillisiä epävarmuustekijöitä ovat mm. tehdyt oletukset haitta-aineiden kulkeutumisesta ja altistumisesta, kulkeutumisessa ja altistumisessa pitkällä aikavälillä tapahtuvat muutokset, haitta-aineiden mahdolliset yhteisvaikutukset sekä laskentamallien soveltuvuus kohteeseen. Näistä syistä johtuen arvioinnin tekijän on tunnettava riittävän hyvin lähtötietojen ja menetelmien rajoitteet ja osattava arvioida näistä aiheutuva epävarmuus riskinarvioinnin tuloksiin.

Epävarmuus kasvaa sitä suuremmaksi, mitä pitkäaikaisempia ja monimutkaisempia tapahtumia tai ilmiötä riskin määrittelyyn liittyy. Epävarmuutta voidaan tavallisesti vähentää käyttämällä arviointiin useita eri menetelmiä ja suorittamalla kohteessa riittävästi arviointia tukevia mittauksia (esim. pitoisuusmittaukset eri ympäristönosista kulkeutumisriskin arvioinnissa ja biotestit ekologisen riskin arvioinnissa).

**Epävarmuustarkastelussa arvioidaan merkittäviksi tunnistettujen epävarmuustekijöiden vaikutus riskinarvioinnin tuloksiin ja ilmoitetaan, miten epävarmuus on otettu arvioinnissa huomioon.** Epävarmuustarkastelussa tulee käydä selvästi ilmi, perustuuko haittojen ja riskien määrittäminen realistisiin vai konservatiivisiin oletuk-

siin. Jos riskinarvioinnin todetaan olevan konservatiivinen, varovaisuusperiaatteen mukainen tai muuten riskejä yliarvioiva, näkemys on perusteltava. Perustelut voivat liittyä esim. lähtötietojen riittävyyteen ja edustavuuteen sekä käytettyihin arviointimenetelmiin. Laskennallisen riskinarvioinnin osalta perustelut voivat koskea mm. laskennan yleisiä periaatteita ja oletuksia (esim. päästölähde oletettu ”ikuiseksi” tai biohajoamista ei ole otettu huomioon) sekä laskennassa käytettyjen keskeisten parametrien arvoja (esim. käytetty arviointialueen pitoisuuksien 95.persentiiliä). Tässä on otettava huomioon, että esim. mitatun ensimmäispitoisuuden käyttö ei tee arvioinnista automaattisesti konservatiivista tai varovaisuusperiaatteen mukaista, jollei näytteenotto ole ollut riittävää.

Riskinarvioinnin epävarmuuksia voidaan arvioida myös kvantitatiivisesti. Tähän sisältyvät mm. näytteenottovirheen tilastollinen tarkastelu (ks. luku 4.5.2.3) ja eri arviointialueita koskevien edustavien pitoisuuksien määrittely (ks. luku 4.5.3) sekä laskennallisten arviointien yhteydessä tehdyt oletukset ja valinnat (ks. luku 4.5.10).

Laskennallisessa arvioinnissa kvantitatiivista epävarmuustarkastelua voidaan toteuttaa yksinkertaisimmin huomioimalla laskentaparametrien epävarmuus jo parametriarvojen valinnassa. Tämä voi tarkoittaa esimerkiksi sitä, että laskentaparametrien arvot valitaan suoraan sekä konservatiivisesti että realistisesti. Riskinarvioinnin konservatiivisuus tai realistisuus parametriarvojen valinnan osalta on pystyttävä aina perustelemaan. Käytännössä **laskennallisen riskinarvioinnin tulisi sisältää aina herkkyystarkastelua, jossa tärkeimpien muuttujien vaikutusta laskentatuloksiin arvioidaan.** Herkkyystarkastelu voi sisältää myös tärkeiden muuttujien tunnistamisen.

Taulukossa 9 on esimerkki riskinarvioinnin lähtötietojen ja eri arviointivaiheiden epävarmuuksien tarkastelusta.

Taulukko 9. Esimerkki riskinarvioinnin epävarmuuksien tarkastelusta. KRA = kulkeutumisriskin arviointi, TRA = terveysriskien arviointi ja ERA = ekologisten riskien arviointi. Todennäköinen vaikutus laskettuun riskiin: (+) = yliarvioi riskiä, (-) = aliarvioi riskiä, (0) = ei yli- tai aliarvioi riskiä ja (?) = vaikutusta vaikea arvioida.

Epävarmuustekijä	Riskinarviointivaihe	Vaikutus arvioituun riskiin	
Näytteenotto maaperästä	Kaikki	0/+	
Analyysimenetelmän mittausepävarmuus	Kaikki	+ / -	
Kohdetiedot			
Altistumisen kesto ja toistuvuus	TRA	+ / ?	
Paikallisten ravintokasvien kulutus	TRA	?/0	
Pilaantuneesta maasta peräisin olevan pölyn pitoisuus ilmassa	TRA, ERA	?/0	
Haitta-aineiden liukoisuus ja pitoisuus maavedessä (1. Kd-arvo)	KRA	+/0	
Haitta-aineiden kulkeutumis aika pohjaveteen (2. Kd-arvo)	KRA	++	
Pitoisuudet pohjavedessä	KRA	++	
Pitoisuudet huokos- ja sisäilmassa	KRA, TRA	++	
Pitoisuudet kasveissa	TRA, ERA	+/?	
Pitoisuudet eliöissä	ERA	?	
Orgaanisen hiilen pitoisuus	KRA, TRA (sisäilma)	+/?	
Maaperän vedenläpäisevyys ja kyllästysaste	KRA, TRA (sisäilma)	?/0	
Haitta-aineiden yhteisvaikutukset	ERA, (TRA)	?	
Biosaattavuus	TRA, ERA	++	
Eliöiden sopeutuminen	ERA	++/?	
Arviointimenetelmät			
Eliöiden altistuminen ja haitta-aineiden kertyminen	ERA	?	
Haitta-aineiden kulkeutuminen pohjaveteen	PRA	++	
Haitta-aineiden kulkeutuminen sisäilmaan	TRA	+	
Muuttujien arvojen luonnollinen vaihtelu	Kaikki	+/0	
Viitearvojen soveltuvuus	ERA	++	

	Selitys
	Pintamaan osalta (suora altistuminen, TRA ja ERA) näytteenotto perustunut kolmeen rinnakkaiseen kokoomanäytteeseen (30 osanäytettä/arviointialue), joiden keskinäinen vaihtelu < 20 %. Syvempien maakerrosten osalta (KRA, kulkeutuminen pohjaveteen ja sisäilmaan) käytetty arviointialueiden mitattujen pitoisuuksien 95.persentiiliä.
	± 20 %.Vaihtelee riippuen mm. haitta-aineesta, pitoisuustasosta, menetelmästä, väliaineesta
	Kohteen sijainnista johtuen todellinen altistumisaika luultavasti laskelmissa käytettyä, varovaiseen arvioon perustuvaa lyhyempi
	Ei saatavilla kohdekohtaista tietoa, käytettiin tilastoissa ilmoitettuja keskimääräisiä kulutustietoja
	Ei saatavilla kohdekohtaista tietoa, käytettiin tilastoissa ilmoitettuja ilman keskimääräisiä hiukkaspitoisuuksia.
	Arvioitiin kohdekohtaisen Kd-määrittelyn perusteella erikseen yksittäisestä pohjamaan näytteestä, jossa suurehkot metallipitoisuudet, sekä pintamaan kokoomanäytteestä (30 osanäytettä arviointialueelta). Pitkäaikaismuutoksista ei tietoa. Pidättymistä kuvaava Kd –arvo arvioitiin kirjallisuustietojen ja maalajitietojen perusteella konservatiivisesti (alin kirjallisuudessa esitetty arvo). Ks. kohta arviointimenetelmät.
	Arvioitiin laskennallisesti (ks. kohta arviointimenetelmät). Alueella kolme pohjavesiputkea, joista otetuissa pohjavesinäytteissä ei ole todettu kohonneita pitoisuuksia.
	Arvioitiin laskennallisesti (ks. kohta arviointimenetelmät). Huokoskaasusta mitatut pitoisuudet selvästi laskennallisia huokoskaasun pitoisuuksia pienempiä sekä pilaantumassa että rakennuksen alla. Käytettävissä yksi pitoisuusmittaus sisäilmasta, jonka edustavuus arvioitiin huonoksi asunnossa käytettyjen kemikaalien vuoksi
	Käytettävissä tulokset vain muutamista kasvinäytteistä, jotka kerätty pahiten pilaantuneilta kohdilta
	Arvioitiin laskennallisesti, ei saatavilla kohdekohtaista tietoa (ks. kohta arviointimenetelmät).
	Arvioitu neljästä maanäytteestä (pintamaa ja pohjamaa) mitattujen hehkutushäviöiden perusteella. Todellinen vaihteluväli voi olla huomattavasti suurempi. Kulkeutumislaskelmissa käytetty pienintä mitattua arvoa.
	Ei saatavilla kohdekohtaista tietoa, arvioitu maalajikohtaisten kirjallisuustietojen perusteella. Todellinen vaihteluväli voi olla huomattava.
	Ei tietoa mahdollisista yhteisvaikutuksista, joten ei otettu huomioon.
	Ei saatavilla kohdekohtaista tietoa, joten ei otettu huomioon (oletus 100%); riippuu haitta-aineesta, väliaineesta, altistumisreitistä, lajista, yksilöstä jne.
	Ei saatavilla kohdekohtaista tietoa, kirjallisuudessa raportoitu metallien osalta merkittäväksi, vaikutuksia vähentäväksi tekijäksi
	Käytettiin kirjallisuudessa esitettyjä malleja, soveltuvuudesta Suomen olosuhteisiin ei tietoa, kohteessa ei tehty biomonitorointia.
	Arvioitiin laskennallisesti maaveden pitoisuudesta tasapainojakautumiskaavoilla laimenemiskertoimeen perustuen. Alueella kolme pohjaveden havaintoputkia, joista otetuissa pohjavesinäytteissä ei ole todettu kohonneita pitoisuuksia, vaikka pilaantumishistoria pitempiaikainen kuin laskennallinen kulkeutumisaika (lähin putki noin 20 m päässä päästölähteestä). Kulkeutumislaskennassa tehty konservatiivisia oletuksia (esim. käytetty tutkimusalueen 20 näytepisteestä mitattujen pohjamaan pitoisuuksien 90.persentiiliä).
	Arvioitiin laskennallisesti rakennuksen läheltä otettujen pohjamaanäytteiden pitoisuuksien perusteella käyttäen suurimpia mitattuja pitoisuuksia. Rakennuksen alta käytössä huokoskaasumittausten tuloksia, ei maaperäpitoisuuksia. Laskenta todennäköisesti yliarvioi kulkeutumista pitkällä aikavälillä (ks. kohta pitoisuus huokos- ja sisäilmassa)
	Tärkeiden muuttujien arvot pyritty valitsemaan suhteellisen konservatiivisesti. Pintamaan haitta-aineille altistumisen osalta käytetty keskimääräistä pitoisuutta. Laskentojen osalta tehty herkkyystarkastelua tärkeimmillä muuttujilla.
	Eliöiden sopeutumista ja muita riskejä todennäköisesti vähentäviä tekijöitä ei otettu huomioon. Käytetyt viitearvot johdettu standarditestien tuloksista, jotka yleensä yliarvioivat vaikutuksia todellisiin ympäristöpitoisuuksiin verrattuna.



## 5 Kestävä riskinhallinta ja kunnostus

Riskinhallinta on toimintaa, joka kattaa koko riskejä koskevan suunnittelu- ja päätöksentekoprosessin. Siihen sisältyvät riskinarviointi sekä toimet haittojen ja riskien estämiseksi tai vähentämiseksi. Tässä luvussa selostetaan pilaantuneen alueen riskinhallintaan ja kunnostustoimenpiteiden valintaan vaikuttavia tekijöitä ja niiden arviointia kestävän kehityksen näkökulmasta. Tällä tarkoitetaan ympäristöä, taloutta ja yhteiskuntaa koskevien tekijöiden yhteensovittamista ja pyrkimystä kokonaisuhyötyjen maksimointiin.

Kestävän kehityksen periaatteet sisältyvät ympäristönsuojelulakiin sekä moniin muihin kansainvälisiin ja kansallisiin strategioihin ja säädöksiin, jotka ohjaavat suoraan tai välillisesti myös pilaantuneen alueen riskinhallintaa ja kunnostustoimintaa (ks. luku 3). Siksi riskinhallinnan ja kunnostuksen kestävyyttä edellytetään arvioitavaksi jollain tasolla kaikissa pilaantuneiden alueiden suunnittelu-kohteissa. Arvioinnin tasoon ja lähestymistapaan vaikuttavat mm. kohteen laajuus ja hankkeen suunnitteluvaihe. Moniulotteisinta arviointia voidaan edellyttää ja toteuttaa osana laajojen kaava-alueiden kehittämistä ja maankäytösuunnittelua, jolloin liikkumavaraa suunnittelulle ja vaihtoehtojen valinnalle on vielä runsaasti. Yksittäisessä kunnostushankkeessa kestävyuden arviointi keskittyy kohteessa teknisesti ja taloudellisesti toteutamiskelpoisten kunnostusmenetelmien vertailuun ja valintaan.

Riskinhallinnan ja kunnostuksen kestävyyttä koskevat periaatteet ja näkökulmat

yhdessä riskinarvioinnista esitettyjen ohjeiden kanssa muodostavat perustan luvussa 6 esitetyille yleisille suosituksille.

Kunnostuksen käytännön suunnittelua ja toteutusta on kuvattu muissa julkaisuissa<sup>144 145</sup>.

### 5.1

#### **Riskinhallinnan yleiset lähtökohdat**

**Riskinhallinnan ensisijainen tavoite on kohteessa merkittäviksi arvioitujen ympäristö- ja terveyshaittojen tai -riskien vähentäminen hyväksyttävälle tasolle.** Riskinhallintatoimet pilaantuneella alueella voivat kohdistua haitta-aineiden päästö- ja altistumislähteisiin, kulkeutumis- ja altistumisreitteihin tai vaikutuskohteisiin (kuva 19). Valittava lähestymistapa eli se, mihin tekijään toimenpiteet kohdistetaan, määräytyy tapauskohtaisesti. Lähestymistavasta riippumatta riskinhallinnan on tuotettava aina riittävä riskin vähenemä kohteessa. Riittävä riskin vähenemä määritetään tapauskohtaisesti riskinarvioinnilla (ks. luku 4). Siten riskinarviointi ohjaa myös riskinhallintatoimien valintaa.

Tyypillisesti riskinhallinta toteutetaan päästölähteisiin ja /tai kulkeutumisreitteihin kohdistetuilla kunnostustoimenpiteillä. Nämä voivat olla joko aktiivisia tai luonnon

<sup>144</sup> Mroueh, U-M. ym. 2004. Pilaantuneiden maiden kunnostushankkeiden hallinta.

<sup>145</sup> Järvinen, K. ym. 2010. Pilaantuneen alueen kunnostuksen yleissuunnitelma.



omia prosesseja hyödyntäviä passiivisia toimia. Riskejä voidaan hallita myös haitta-aineiden kulkeutumista tai niille altistumista rajoittavilla keinoilla osana maankäytön tai alueen rakentamisen suunnittelua. Myös ympäristöseuranta voi olla riittävä keino riskien hallitsemiseksi erityisesti silloin, kun päästölähdettä on jo kunnostettu ja kulkeutumista tai altistumista rajoitettu. Usein riskinhallinta on tarkoituksenmukaisinta toteuttaa eri ratkaisuvaihtoehtoja yhdistelemällä.

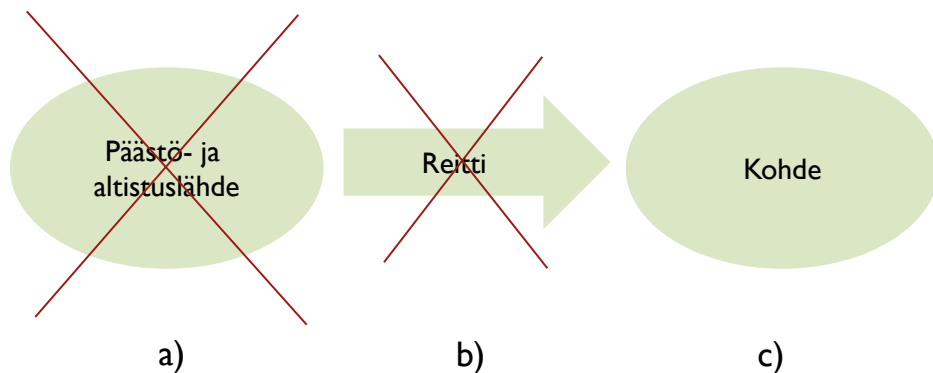
## 5.2

### Riskinhallintapäätökseen vaikuttavat tekijät

Käytännössä päätökseen riskinhallintaratkaisusta ja toimenpiteiden valinnasta vaikuttaa monia sellaisia tekijöitä, joita haitta-aineisiin kohdistuvalla ympäristö- ja terveysriskinarvioinnilla ei voida tarkastella. Esimerkiksi alueen maankäyttöä ja rakentamista koskevissa suunnitelmissa päätöksiä ohjaavat mm. arviot valittavien toimenpiteiden vaikutuksista alueen arvoon, rakennettavuuteen tai muuhun jatkokäyttöön. Haitta-aineiden ominaisuudet, pilaantuneisuuden luonne ja laajuus sekä alueen ympäristöolosuhteet taas

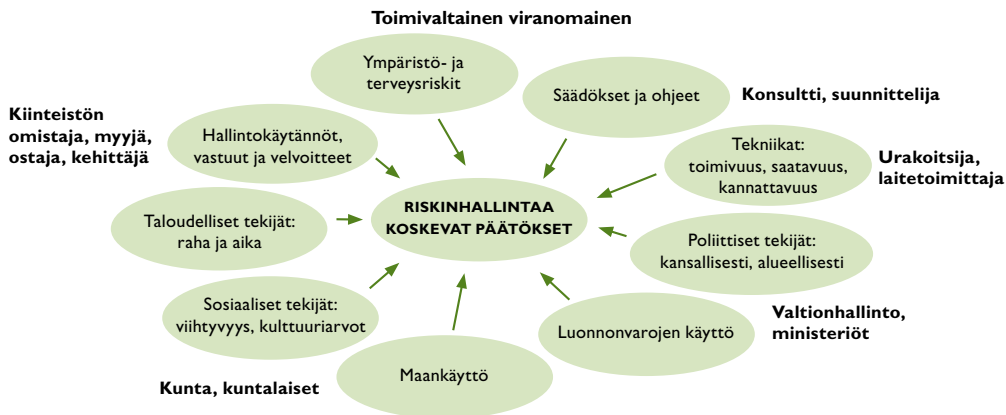
määrittelevät riskinhallintatoimien teknisen toteuttamiskelpoisuuden. Monet ratkaisut soveltuvat vain tietyille haitta-aineille ja tiettyihin olosuhteisiin, mistä syystä vaihtoehtojen määrä on aina rajallinen.

Riskinhallintaa voidaan tarkastella myös eri sidosryhmien näkökulmista. Esimerkiksi alueen puhdistamisesta vastuussa olevan, alueen nykyisen tai tulevan omistajan taikka rakennuttajan kannalta olennaisia tekijöitä ovat mm. välittömät kunnostuskustannukset, vaikutukset alueen arvoon ja maankäyttöön, toimien vaatima aika, lopputuloksen varmuus sekä mahdolliset pitkäaikaiset vastuut. Viranomaisten roolina taas on varmistaa ympäristön ja terveydensuojelun tavoitteiden saavuttaminen ja valittavien toimien lainmukaisuus sekä vaalia yleistä etua. Paikallisen väestön kannalta tärkeitä tekijöitä voivat olla mm. vaikutukset alueen yleiseen viihtyvyyteen, arvostukseen ja käytettävyyteen sekä tonttien arvoon. Riskinhallintatoimien suunnittelijoiden ja toteuttajien kuten urakoitsijoiden ja konsulttien päätavoitteena on puolestaan saavuttaa työn tilaajan ja viranomaisten asettamat vaatimukset (mm. aikataulut, budjetti ja ympäristön laatutavoitteet) ja arvioida niihin liittyen vaihtoehtojen teknisiä edellytyksiä ja kustannustehokkuutta.



Kuva 19. Riskinhallintavaihtoehdot: a) päästö- ja altistuslähteen poistaminen tai muuntaminen haittottomaksi kokonaan tai osittain b) kulkeutumisen ja/tai altistumisen estäminen tai rajoittaminen c) kohteen eli altistujan poistaminen esim. maankäytön muutoksella tai käyttörajoitteilla. Riskinhallinta voidaan kohdistaa yhteen tai useampaan osatekijään, esim. päästölähteeseen ja kulkeutumisreittiin.





Kuva 20. Esimerkki riskinhallintaratkaisuun vaikuttavista tekijöistä ja sidosryhmistä.

### 5.3

## Kestävä kehitys pilaantuneen alueen riskinhallinnassa

Kestävä kehitys tarkoittaa yhteiskunnallisen toiminnan kehitystä, joka tyydyttää nykyhetken tarpeet viemättä tulevilta sukupolvilta mahdollisuutta tyydyttää omia tarpeitaan<sup>146</sup>. Käytännössä tätä tulkitaan usein toiminnaksi ja päätöksenteoksi, jossa pyritään maksimoimaan kokonaishyödyt toiminnan ympäristöä, yhteiskuntaa ja ihmistä (sosiaaliset tekijät) sekä taloutta koskevat vaikutukset huomioiden.

Kestävä kehitys edellyttää toimia kansainvälisellä ja kansallisella tasolla, alueellisella tasolla sekä yksittäisen kohteen tai projektin tasolla. Kansainvälisellä ja kansallisella tasolla kestävän kehityksen periaatteiden toteuttaminen tarkoittaa mm. sellaisten strategioiden, säädösten ja sopimusten valmistelua, jotka ohjaavat ympäristöä kuorimittavaa toimintaa ja toimijoita kestäviin käytäntöihin. Näistä useimmat vaikuttavat pilaantuneen alueen riskinhallintaan lähinnä epäsuorasti, vaikka erityisesti monilla kansallisilla säädöksillä on myös merkittävä suora ohjausvaikutus (ks. luku 3).

<sup>146</sup> WCED. 1987. Our common future.

Alueellisella tasolla toimenpiteet koskevat mm. sellaista maakunnallista tai kunnallista maankäytön suunnittelua ja rakentamista, joilla tuetaan alueiden ja luonnonvarojen kestävää käyttöä. Pilaantuneiden alueiden osalta tämä voi tarkoittaa mm. pilaantuneisuuden huomioonottamista kaavoituksessa riittävän aikaisessa vaiheessa, pilaavien toimintojen sijoittamista ennestään pilaantuneille alueille luonnontilaisten alueiden tai pohjavesialueiden sijaan sekä pilaantuneiden maa-ainesten käsittelyn ja hyödyntämisen edistämistä.

Yksittäisen kohteen tasolla kestävyyttä voidaan edistää käytännön toimenpiteiden huolellisella suunnittelulla sekä sitouttamalla paikalliset toimijat päätöksentekoon. Pilaantuneella alueella tämä tarkoittaa erityisesti riskinhallinnan lähtökohtien ja kunnostusmenetelmien valintaa siten, että toimenpiteillä saavutettavat kokonaishyödyt kohteessa ylittävät kunnostuksen negatiiviset vaikutukset.



Kuva 21. Kestävä kehityksen mukaisessa toiminnassa ympäristölliset, taloudelliset ja sosiaaliset tekijät ovat tasapainossa.

## 5.4

### Kestävä kunnostaminen

Seuraavassa keskitytään kestävään kunnostamiseen ja siihen sisältyvään kunnostusmenetelmien vertailuun, valintaan ja suunnitteluun. **Kestävä kunnostaminen tarkoittaa sellaista kunnostustoimintaa, jossa toimien ympäristöä, yhteiskuntaa ja taloutta koskevat näkökohdat optimoidaan.**

Riskinhallintaratkaisujen alustava tarkastelu ja kestävyysarviointi voivat sisältyä myös alueellisen tason suunnitteluun esim. osana laajempaa maankäyttö- tai rakentamishanketta. Tällaisissa hankkeissa päätöksentekoon ja päätösten kestävyysvaikutukset vaikuttavat myös monet muut tekijät kuin valittavat kunnostustoimet eikä kunnostuksen kestävyys välttämättä merkittävästi ohjaa lopullisia valintoja.

#### 5.4.1

### Kestävän kunnostuksen tavoite ja periaatteet

Kestävän kunnostuksen tavoitteena on varmistaa, että kunnostamisella saavutettavat hyödyt ovat pitkän ajan kuluessa suuremmat kuin toimien aiheuttamat haitat, ja että työn lopputulos vastaa riittävällä tavalla kaikkien keskeisten sidosryhmien tarpeita. Kestävä kunnostus sisältää tiettyjä yleisiä periaatteita, joiden toteutuminen kunnostustoimenpiteiden suunnittelussa ja toteutuksessa on pyrittävä varmistamaan. Näistä keskeisimpiä ovat<sup>147 148</sup>:

<sup>147</sup> SURF UK. 2013. Framework for Assessing the Sustainability of Soil and Groundwater Remediation.

<sup>148</sup> NICOLE & COMMON FORUM. 2013. Risk-Informed and Sustainable Remediation.

**1. Ihmisen terveyden ja ympäristön suojeleminen.** Kunnostamisen tulee aina johtaa riittävään lyhyen ja pitkän ajan riskin vähenemään kohteessa. Riskien hyväksyttävyys ja riittävä puhtaustaso on toisaalta suhteutettava kestävä kehityksen muihin osatekijöihin siten, että päätöksenteko tukee luonnonvarojen, maa-alueiden ja muiden resurssien tarkoituksenmukaista käyttöä. Kestävä kunnostus tuottaa ratkaisuja, joissa myös riskit on otettu riittävällä tavalla huomioon, kun taas riskiperustainen kunnostus ei vielä välttämättä varmista kestävää lopputulosta.

**2. Kestävyyden moniulotteinen ja perusteltu tarkastelu.** Kestävyys määräytyy kunnostushankkeen ympäristöä, yhteiskuntaa ja taloutta koskevien näkökohtien yhteensovittamisesta nykyisten ja tulevien sukupolvien tarpeet huomioonottaen. Siten kestävyys varmistaminen edellyttää kestävyys eri osatekijöiden johdonmukaista ja toistettavaa tarkastelua kohteen erityisominaisuudet huomioonottaen, sekä tehtyjen päätösten ja niihin vaikuttaneiden tekijöiden selkeää dokumentointia.

**3. Sidosryhmien osallistuminen päätöksentekoon.** Kestävyyden määrittely ei ole ainoastaan suunnittelijoiden ja viranomaisten tehtävä, vaan se kattaa myös muut kunnostushankkeeseen osallistuvat ja kunnostettavan alueen vaikutuspiirissä olevat toimijat. Tämän periaatteen toteutuminen edellyttää, että kaikille hankkeen tai alueen kannalta keskeisille sidosryhmille annetaan mahdollisuus omien näkemysten esittämiseen kunnostamisesta ja varmistetaan, että päätöksenteon kannalta olennaiset tiedot ovat kaikkien saatavilla ja ymmärrettävissä.

**4. Kunnostushankkeen huolellinen suunnittelu ja toteutus.** Kunnostustoimilla on aina sekä positiivisia että negatiivisia vaikutuksia alueen ympäristön, yhteisön ja talouden kannalta. Kunnostusratkaisujen huolellinen valinta, suunnittelu ja toteutus mahdollistavat lopputuloksen, jossa kunnostushankkeen tuottamat hyödyt ylittävät haitat, ja itse työ on turvallinen sen toteuttajille, paikalliselle yhteisölle sekä ympäristölle.

Näiden periaatteiden toteutumisen lisäksi kunnostushankkeen suunnittelussa on varmistettava, että **hanke täyttää kaikilta osin lainsäädännön vaatimukset ja on myös kohteessa teknisesti toteuttamiskelpoinen.** Käytännössä juuri kunnostusratkaisujen tekninen toteutettavuus riskien vähentämiseksi hyväksyttävälle tasolle määrittelee pitkälti sen, millaiset vaihtoehdot kohteessa ovat ylipäättään mahdollisia. Siten eri kunnostusratkaisujen kestävyys tarkastelu kannattaa yleensä suorittaa vasta alustavan teknisen arvioon jälkeen, jolloin saadaan rajattua kohteessa realistisesti toteutettavat vaihtoehdot. Eri

vaihtoehtojen teknisen soveltuvuuden selvittäminen sisältyy myös parhaan käyttökelpoisen tekniikan (BAT) lakisääteiseen arviointiin (ks. luku 3).

**Myös tekninen arviointi on tehtävä avoimesti ja perustellusti,** jotta kohteen kunnostukseen mahdollisesti soveltuvia kestäviä ratkaisuja ei rajata vahingossa tai tarkoituksellisesti kestävyystarkastelun ulkopuolelle. Tästä syystä vaihtoehtojen arvioinnissa tulisi pyrkiä huomioimaan keskeisten sidosryhmien näkemykset riittävän aikaisessa vaiheessa, jotta lopputulos palvelisi parhaalla mahdollisella tavalla kaikkia asianosaisia.

## Kestävyyden arviointi ja optimointi kunnostushankkeissa

**Kestävyyden arviointi tehdään osana kunnostushanketta, jolloin siitä vastaa sama taho kuin kunnostussuunnitelmasta.** Käytännössä arviointi voidaan toteuttaa ennen kunnostuksen yleissuunnittelua tai viimeistään sen yhteydessä ennen kuin lopullisia kunnostusmenetelmiä on valittu. Ympäristöviranomaisen on otettava kantaa kunnostuksen kestävyteen ja sen arviointiin viimeistään kunnostusta koskevan hallintopäätöksen valmistelussa. Kunnostuksen suunnittelijoiden ja sen toteutuksesta vastaavien tehtävänä on varmistaa, että päätöksentekoon voivat halutessaan osallistua myös muut kunnostushankkeen tai kunnostettavan alueen kannalta keskeiset sidosryhmät ja että heillä on saatavissa kaikki päätöksenteon kannalta olennaiset tiedot selkeässä ja ymmärrettävässä muodossa.

Kunnostushankkeen kestävyiden arvioinnin **keskeisenä lähtökohtana on vaihtoehtoisten kunnostusmenetelmien etujen ja haittojen systemaattinen vertailu ja optimointi.** Kestävyyteen vaikuttavia tekijöitä joudutaan arvioimaan aina tapauskohtaisesti, koska yleisellä tasolla kestäviä kunnostusratkaisuja ei voida määritellä. Esimerkiksi monitoroitua luontaista puhdistamista voi usein pitää kestäväenä ratkaisuna erityisesti ympäristövaikutusten ja investointikustannusten näkökulmasta, kun taas sitä koskevan pitkähkön seuranta-ajan voi katsoa sotivan kestävyysmääritelmän tulevaisuuden vastuukysymyksiin liittyvää periaatetta vastaan. Sama ongelma koskee esim. paikan päällä tehtäviä eristeratkaisuja, joiden pitkäaikaistoimivuus on usein epävarmaa. Vastaavasti maaperän kunnostaminen massanvaihdoilla on kohteen tulevaisuuden vastuukysymysten ja maankäytön kannalta yleensä kestävä ratkaisu,

mutta siihen liittyvät ympäristövaikutukset, luonnonvarojen käyttö ja korkeat kustannukset vähentävät sen kestävyttä laajemmassa mittakaavassa. Myös kaivettujen massojen käsittely, hyödyntäminen ja loppusijoitus kohteen ulkopuolella vaikuttavat kunnostushankkeen elinkaaren aikaiseen kestävyteen, mistä syystä ne tulee huomioida kestävyystarkastelussa.

Kestävyyden arvioinnissa on otettava aina huomioon kaikki kestävyiden osatekijät (ympäristö, yhteiskunta ja talous) ja pyrittävä näiden optimointiin. Koska monet tekijät vaikuttavat kestävyiden kannalta vastakkaisiin suuntiin tai ilmentävät kestävyttä eri tasoilla (valtakunnallinen vs. alueellinen vs. projektin taso), lopullinen päätös on aina kompromissi eri tekijöiden ja näkemysten välillä. Tämän lisäksi on tärkeä ottaa huomioon, että vielä kunnostusmenetelmän valinnan jälkeenkin suunnittelua ja toimintaa voidaan optimoida siten, että kunnostuksen aiheuttamat haitat ovat mahdollisimman vähäisiä.

Kestävyyden arviointia voidaan tehdä joko laadullisesti tai määrällisesti. Käytettävissä on erilaisia arviointityökaluja, jotka on valittava tarkoituksenmukaisesti. **Työkaluja tärkeämpänä tekijänä voidaan kuitenkin pitää itse prosessia eli asioiden jäsenneltyä tarkastelua, joka tuottaa päätöksenteon kannalta olennaiset tiedot läpinäkyvästi, ymmärrettävästi ja perustellusti ja vastaa eri sidosryhmien tarpeisiin.**

Tyypillisesti päätöksenteon kannalta riittävät tiedot voidaan tuottaa melko yksinkertaisilla laadullisilla menetelmillä, joilla eri kunnostusvaihtoehtojen etuja ja haittoja voidaan vertailla. Nämä voivat olla esim. taulukko- tai kaaviomuotoisia työkaluja, joissa eri kestävyystekijöitä arvioidaan ja vertaillaan mm. yksinkertaisilla pisteytyksillä, värikoodeilla tai sanalliseen kuvailuun perustuen. Kehittyneimmillä työkaluilla (esim. kvantitatiiviset monikriteerianalyyssimenetelmät) eri tekijöitä voidaan mm. muuttaa yhteismittallisiksi ja niille voidaan antaa erilaisia painokertoimia.

Esimerkiksi SYKEN koordinoimassa PIRRE-hankkeessa<sup>149</sup> on kehitetty vapaasti saatavilla oleva Excel-pohjainen laskentatyökalu, joka mahdollistaa kunnostusvaihtoehtojen kvantitatiivisen vertailun kestävyiden osatekijät huomioon ottaen. Monikriteerianalyysin periaatteita, käyttöä eri maissa ja soveltamista pilaantuneiden alueiden päätöksenteossa on esitelty tarkemmin monissa julkaisuissa<sup>150</sup>.

## 5.6

### Kestävyyden osatekijät ja indikaattorit

Kestävyyden arvioinnissa käytetään yleensä kestävyiden eri osatekijöitä kuvaavia indikaattoreita, jotka käydään läpi jokaisen tarkastelun kohteena olevan kunnostusvaihtoehdon osalta. Esimerkkejä tällaisista indikaattoreista on esitetty taulukossa 9. Toisaalta tarkoituksenmukaiset kriteerit voidaan määrittellä aina myös projektin ja kunnostettavan alueen omista lähtökohdista.

Taulukko 9. Kunnostusvaihtoehtojen kestävyiden arvioinnissa käytettäviä indikaattoreita<sup>151</sup>

Ympäristötekijät	Sosiaaliset tekijät	Taloudelliset tekijät
<ul style="list-style-type: none"> <li>• vaikutukset ilmaan</li> <li>• vaikutukset maaperään</li> <li>• vaikutukset veteen</li> <li>• vaikutukset ekologiaan</li> <li>• vaikutukset maisemaan ja muu häiritsevyys</li> <li>• luonnonvarojen käyttö ja jätteiden synty</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• vaikutukset ihmisten hyvinvointiin ja turvallisuuteen</li> <li>• eettisyys ja oikeudenmukaisuus</li> <li>• vaikutukset naapurustolle ja alueellisesti</li> <li>• yhteisön osallistaminen ja tyytyväisyys</li> <li>• yhdenmukaisuus poliittisten tavoitteiden kanssa</li> <li>• luotettavuus ja epävarmuus</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• suorat kustannukset ja hyödyt</li> <li>• epäsuorat kustannukset ja hyödyt</li> <li>• työllistäminen ja pääoman kasvu</li> <li>• omavaraisuus</li> <li>• elinikä ja projektin riskit</li> <li>• projektin joustavuus</li> </ul>

<sup>149</sup> Suomen ympäristökeskus. Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden riskinhallintaratkaisujen ekotehokkuus (PIRRE, PIRRE2).

<sup>150</sup> Sorvari, J. 2010. Application of risk assessment and multi-criteria analysis in contaminated land management in Finland.

<sup>151</sup> SURF UK. 2013. Framework for Assessing the Sustainability of Soil and Groundwater Remediation.

Ympäristöindikaattoreiden tulisi ottaa laajasti huomioon kunnostuksen ympäristövaikutukset, kuten päästöt ilmaan, maaperään ja vesiin, ekologiset haitat, luonnonvarojen käyttö ja jätteiden synty. Sosiaalisten indikaattorien avulla arvioidaan kunnostuksen vaikutuksia ihmisten terveyden, turvallisuuden ja paikallisen yhteisön kannalta sekä yleisemmin eettisiä ja tasa-arvoon liittyviä tekijöitä. Taloudelliset indikaattorit ottavat puolestaan huomioon kunnostuksen kustannukset, taloudelliset hyödyt ja riskit lyhyen ja pitkän ajan kuluessa.

Seuraavassa on käsitelty lyhyesti kestävyiden eri osatekijöitä, niiden arviointia ja optimointia.

## Ympäristötekijät

Ympäristön kannalta kestävän kunnostusratkaisun valinta

- varmistaa ympäristön ja terveyden-suojelun riittävän tason lyhyen ja pitkän ajan kuluessa,
- vähentää jätteen määrää, energian kulu-tusta ja päästöjä,
- edistää luonnonvarojen kestävää käyttöä,
- säilyttää alueita maankäytön resurssina ja
- vähentää paineita käyttää luonnontilaisia alueita.

Kunnostusmenetelmän ympäristövaikutuk-sia arvioitaessa tulee kestävän kehityksen periaatteiden mukaan ottaa huomioon **ener-gian ja luonnonvarojen käyttö, ilma-, vesi- ja maaperävaikutukset, jätteiden synty ja materiaalien hyötykäyttö sekä alueen jälki-hoitotarpeet.**

Energian käyttöä voidaan minimoida va-litsemalla ratkaisuja, jotka eivät tarvitse lain-kaan tai vain vähän ulkopuolista energiaa. Tällaisia menetelmiä ovat erityisesti ne *in situ* -menetelmät, jotka perustuvat luonnon omiin puhdistusprosesseihin (esim. biohajoaminen monitoroidun luontaisen puhdistamisen käy-tössä) ja ilmiöihin (esim. pohjaveden luontai-sen virtauksen hyödyntäminen käytettäessä reaktiivista seinämää). Energiankulutusta voidaan vähentää myös mm. käyttämällä mahdollisimman energiatehokkaita laittei-ta ja panostamalla niiden kunnossapitoon, suunnittelemalla toiminta huolellisesti konei-den tyhjäkäynnin välttämiseksi sekä käyttä-mällä uusiutuvia energianlähteitä tai tuotta-malla itse uusiutuvaa energiaa.

Ilmapäästöjä kunnostuksessa syntyy eten-kin raskaiden ajoneuvojen käytöstä sekä joistain maamassojen käsittelytekniikoista kuten termisistä menetelmistä ja huokoskaa-

sukäsittelystä. Välillisesti ilmapäästöjä syn-tyy myös mm. kunnostuksessa tarvittavien fossiilisten polttoaineiden tuotannossa. Il-mapäästöjä voidaan minimoida käyttämällä tekniikkaa, jonka ulkopuolisen energian tar-ve on vähäinen (esim. monet *in situ* -tekniikat). Ilmapäästöjä voidaan lisäksi vähentää mm. hyödyntämällä uusiutuvaa energiaa, käyttämällä ympäristöystävällisempiä polt-toaineita, estämällä maa-massojen pölyämi-nen ja tarkistamalla säännöllisesti kaasun-puhdistuslaitteiden kunto.

Vaikka kasvihuonekaasupäästöjen vä-hentäminen on nykyisin tärkeä tavoite lähes kaikessa toiminnassa, se ei kuitenkaan ole ensisijainen päätöksiä ohjaava tekijä kun-nostushankkeen suunnittelussa, jos valitta-van menetelmän muut edut voidaan katsoa ilmapäästöjen haittoja suuremmiksi. Tämä voi koskea esim. pilaantuneiden maa-aines-ten termistä käsittelyä silloin, kun toimilla päästään lopullisesti eroon ympäristön kan-nalta erityisen ongelmallisista aineista (esim. PBT-aineet).

Vesistövaikutuksia voidaan pienentää välttämällä sellaisia kunnostusmenetelmiä, joiden seurauksena syntyy jätevesiä. Vaikka jätevesiä ei syntyisikään suoraan kunnostuk-sen aikana, niitä voi syntyä myöhemmin mm. kaivettujen massojen loppusijoituskohteessa. Pohja- ja pintavesiin kohdistuvia suoria pääs-töjä voidaan vähentää erilaisilla suojausra-kenteilla ja vesien käsittelyllä joko kohteessa tai johtamalla vedet hallitusti esim. kunnal-liselle vedenpuhdistamolle. Veden mukana kulkeutuvat haitta-aineet vaikuttavat myös maaperään, joten vesien hallinta kunnostuk-sen aikana ja sen jälkeen on tärkeä suunnitella hyvin. Myös kunnostuksessa mahdollisesti käytettävien kemikaalien päästöt maaperään ja vesiin on pyrittävä minimoimaan.

**Kunnostuksessa tulee pyrkiä mahdolli-simman vähäiseen jätteen tuottamiseen ja luonnonvarojen käyttöön sekä materiaali-en tehokkaaseen hyödyntämiseen.** Pilaan-tunutta maa-ainesta ja jätettä syntyy usein

mm. massojen kaivussa ja käsittelyssä. Tyypillisiin massojen kaivuhankkeisiin sisältyy myös kaivettujen maa-ainesten korvaaminen puhtaalla hiekalla tai soralla, mikä lisää näiden neitseellisten luonnonvarojen käyttöä. Kestävyyden näkökulmasta kaivun rajoittaminen välttämättömään ja kaivettujen maa-ainesten hyödyntäminen tai käsitteleminen hyödyntämiskelpoisiksi onkin yleensä toivottavaa. **Maa-ainesten ja muiden hyödyntämiskelpoisten materiaalien loppusijoitusta kaatopaikoilla tulee sen sijaan aina välttää.** *In situ* -tekniikoita käytettäessä jätteen synty voidaan usein estää ja myös luonnonvarojen käyttöä merkittävästi vähentää. Toisaalta *in situ* -tekniikoihin sisältyy usein epävarmuutta kunnostuksen lopputuloksesta sekä mahdollisia pitkäaikaisia vastuita. *In situ* -tekniikoiden materiaalitehokkuuden ja muiden ympäristötekijöiden hyötyjä on siten verrattava kestävyyden muihin osatekijöihin ja indikaattoreihin.

Puhtaan veden kulutusta voidaan minimoida mm. suljetuilla prosessikiertoilla sekä käyttämällä puhdistettu jätevesi hyödyksi esimerkiksi keinokastelussa. Myös pilaantuneiden massojen kaivusta mahdollisesti aiheutuvaa pohjaveden hävikkiä voidaan pitää ympäristövaikutuksena, joka tulee minimoida.

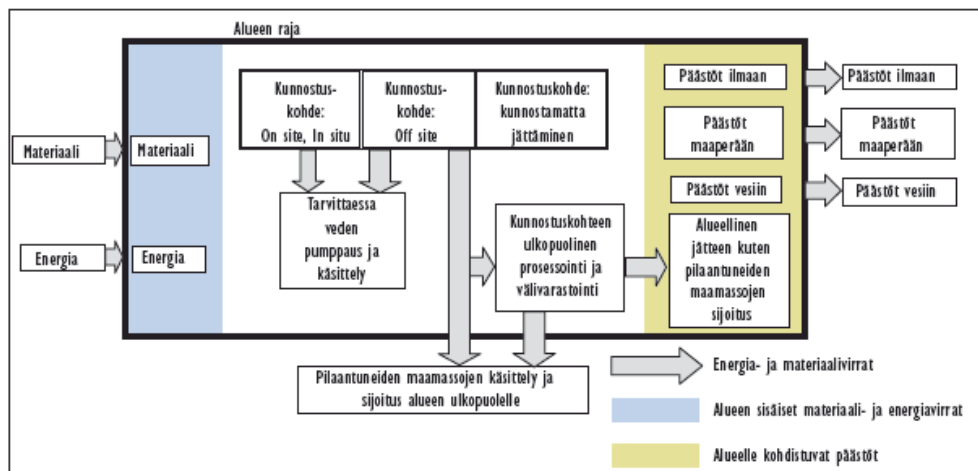
Kunnostuksen ekologisia vaikutuksia voidaan arvioida lyhyen ja pitkän ajan kuluessa paitsi kohteessa myös laajemmin. Erityisesti monien kunnostusmenetelmien lyhytaikaiset ekologiset vaikutukset kohteen eliöstön ja elinympäristöjen kannalta saattavat olla haitallisempia kuin kunnostuksella aikaansaatava ekologinen hyöty. Tämä tarkoittaa esim. tyypillisiä pilaantuneen maan poistokaivuja, jotka käytännössä tuhoavat paikallisesti sen maaekosysteemin, johon kaivu kohdistetaan. Näitä haittoja voidaan usein minimoida käyttämällä *in situ* -kunnostustekniikkaa. Toisaalta pilaantuneiden maa-ainesten poistaminen ja korvaaminen puhtailla maa-aineksilla voi mahdollista pitemmän ajan kuluessa edel-

lytykset esim. monimuotoisemman eliöstön kehittymiselle alueelle. Pysyvien, kertyvien ja myrkyllisten aineiden hajottaminen ja poistaminen lopullisesti ympäristön kierrosta vähentää puolestaan niihin liittyviä ekologisia riskejä pitkän ajan kuluessa, vaikka tähän perustuvat menetelmät (esim. kaivu ja poltto) aiheuttavatkin ympäristövaikutuksia ja ekologisia haittoja kohteessa kunnostuksen aikana. Pysyvien haitta-ainesten poistaminen kohteesta esim. kaatopaikalle tai muuhun loppusijoituskohteeseen ilman aineiden hävittämistä taas ei välttämättä merkittävästi vähennä niistä aiheutuvia pitkän aikavälin ekologisia riskejä. Tästä syystä ekologisten vaikutusten aikajänne tulisi pyrkiä arvioimaan mahdollinen massojen loppusijoitus huomioon ottaen.

Kunnostusvaihtoehtojen pitkän aikavälin ympäristövaikutusten vertailu voi perustua elinkaaritarkasteluun, johon kestävyys-tarkastelussa yhdistyvät riskinarvioinnin tulokset. Elinkaarianalyysissä arvioidaan toiminnan ympäristövaikutukset koko elinkaaren ajalta. Pilaantuneen alueen kunnostushankkeessa tämä merkitsee kaikkien kunnostusprosessiin tulevien aine-, materiaali- ja energiavirtojen ja sieltä lähtevien vastaavien virtojen huomioon ottamista (Kuva 22). Käytännössä elinkaaritarkastelussa joudutaan kuitenkin yleensä tekemään joitain rajauksia, kuten maa-ainesten loppusijoituksesta aiheutuvan ympäristökuormituksen huomiotta jättäminen. Tämä voi vääristää tarkastelun tuloksia eri vaihtoehtojen vertailua ajatellen.

Elinkaarianalyysissä käytettävät lähtötiedot ovat tyypillisesti yleisiä, eivät kohdekohtaisia. Elinkaarianalyysi keskittyy erityisesti luonnonvarojen ja energian käytön ympäristövaikutuksiin sekä muiden globaalisti tai alueellisesti merkittävien päästöjen, kuten kasvihuonekaasujen tai ravinteiden tarkasteluun. Elinkaarianalyysillä ei siten pyritä arvioimaan paikallista altistumista ja vaikutuksia kuten riskinarvioinnissa.





Kuva 22. Riskinhallintaratkaisun ympäristövaikutukset (Nerg 2008)<sup>152</sup>.

<sup>152</sup> Nerg, N. 2008. Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen ekotehokkuuden mittaaminen aluetasolla.

## 5.6.2

### Sosiaaliset tekijät

Kestävä kunnostus edellyttää sosiaalisten vaikutusten arviointia. Sosiaaliin vaikutuksiin kuuluvat erilaiset ihmisten hyvinvointiin ja elinoloihin liittyvät vaikutukset. Niihin voidaan lukea myös pilaantuneen alueen omistajan tai haltijan liiketoimintaan ja alueen yleiseen arvostukseen vaikuttavat imagotekijät, jotka saattavat vaikuttaa välillisesti myös kestävyuden kustannustekijään. Myös kulttuuriperintöön kuten suojeltuihin rakennuksiin kohdistuvat yhteiskunnalliset vaikutukset voivat vaikuttaa kunnostusmenetelmien valintaan.

Kunnostuksen lyhyen ja pitkän aikavälin haitallisia vaikutuksia ihmisten hyvinvointiin voidaan tarkastella sekä kohteessa että sen ulkopuolella. Nämä linkittyvät aina osin ympäristövaikutuksiin lähinnä ympäristö-

peräisen altistumisen kautta. Tästä syystä esim. ympäristöpäästöjen vähentämistä sekä pysyvien, kertyvien ja myrkyllisten aineiden hävittämistä voidaan pitää perusteltuina tavoitteina myös ihmisten hyvinvoinnin suojelemiseksi. Myös viihtyvyystekijöitä, kuten mahdollisia hajuhaittoja, on mietittävä osana sosiaalisten vaikutusten tarkastelua, jollei näitä ole riittävällä tavalla otettu huomioon jo riskinarvioinnissa.

Kestävyyden arvioinnissa tulee tarkastella myös kunnostuksen aiheuttamia melu- ja hajuhaittoja sekä kunnostustyön aikaista altistumista haitta-aineille. Arviossa on otettava huomioon paitsi kunnostuksen toteuttajat myös kunnostettavan alueen ja sen lähialueen asukkaat ja muut toimijat. Koska nämä haitat ovat yleensä suhteellisen lyhytaikaisia, niitä voidaan usein pitää melko vähäisinä verrattuna hyötyyn, joka kunnostuksella saavutetaan pitkäaikaisen altistumisen vähentämisessä. Merkittävämpiä tekijöitä saattavat sen sijaan olla työnaikaiset turvallisuusriskit, kuten kai-

vujen tapaturmariskit tai massojen kuljetuksiin liittyvät onnettomuusriskit, jotka tulee minimoida. Onnettomuus- ja tapaturmariskejä voidaan yleensä vähentää mm. käyttämällä *in situ* –menetelmiä sekä vähentämällä kaivettujen massojen kuljetuksia niiden alueellista hyödyntämistä lisäämällä. Työnaikaisia terveys- ja viihtyvyshaittoja sekä turvallisuusriskejä pystytään yleensä merkittävästi vähentämään myös kunnostuksen huolellisella suunnittelulla (esim. työsuojelusuunnitelmat) valittavasta menetelmästä riippumatta.

Tyypillisessä PIMA-kohteessa paikallinen yhteisö on pilaantumisen ja kunnostussuunnitelmien suhteen suurelta osin viranomaisien ja asiantuntijoiden antaman tiedon varassa. Pilaantuminen on yleensä jonkun muun kuin väestön itsensä aiheuttamaa eikä sille altistuminen ole tietoinen valinta. Myös pilaantumista aiheuttaneesta toiminnasta taloudellista hyötyä saaneet ovat tyypillisesti eri henkilöitä kuin haitan kärsijät. Pilaantuminen voi häiritä myös alueen käyttöä sekä vähentää viihtyvyyttä ja alueen yleistä arvostusta. Toisaalta myös suunnitellut kunnostustoimet saattavat heikentää alueen käyttömahdollisuuksia tai viihtyvyyttä ainakin väliaikaisesti. Tilanne herättää ihmisissä helposti suuttumusta ja ahdistusta, kuten pelkoa terveyshaittoista tai negatiivisista vaikutuksista alueen ja kiinteistöjen arvoon. Jos tiedonvälitys asiasta ei ole avointa ja riittävää, luottamus viranomaisiin, asiantuntijoihin ja kunnallisiin päättäjiin voi heiketä ja johtaa myös laajempiin alueellisiin ongelmiin. Kunnostuksen kannalta ongelman kärjistyminen voi johtaa esim. riskien kannalta ylimitoitettuihin ja kalliisiin kunnostustoimiin, jolloin myös toiminnan kestävyys vaarantuu. Tällaisten tilanteiden välttämiseksi **aktiivinen riskiviestintä on aina tärkeää.**

Paikallisen väestön näkemykset eri kunnostusratkaisuista saattavat poiketa merkittävästi toiminnanharjoittajan, asiantuntijoiden tai viranomaisien mielipiteistä. Ne voivat vaihdella myös sen mukaan, miten pilaantu-

minen tai esitetyt kunnostustoimet rajautuvat esim. asukkaiden omiin kiinteistöihin tai muihin heille tärkeisiin alueen osiin. Toisille kaiken haitta-aineita sisältävän maa-aineksen poistaminen kaivamalla voi olla toivottavaa alueen arvon tai terveysriskien näkökulmasta, kun taas toiset saattavat pitää riskiperusteista *in situ* –kunnostusta parempana ratkaisuna sen maankäytölle aiheutuvien vähäisempien häiriöiden takia.

Sosiaalisten vaikutusten arvioinnissa tärkeimpänä tekijänä tyypillisessä kunnostushankkeessa voidaan pitää paikallisen väestön ja muiden sidosryhmien kuulemista. **Paikallisen yhteisön näkemysten huomioiminen on tärkeää erityisesti laajoissa, asuinalueilla tai niiden lähellä sijaitsevista kunnostushankkeissa.** Tällöin sosiaalisten vaikutusten arviointi voidaan toteuttaa esim. yhteisten neuvottelujen, yleisötilaisuuksien, haastattelujen, kunnostushankkeen omien internetsivujen ja muiden suoraan kanssakäymiseen ja sidosryhmäpalautteeseen perustuvien lähestymistapojen kautta. Kunnostuksen suunnittelijoiden ja sen toteutuksesta vastaavien tehtävänä on tällöin varmistaa, että pilaantuneisuudesta, kunnostusvaihtoehdoista ja muista päätöksentekoon vaikuttavista tekijöistä esitetään yhteisölle kaikki olennaiset tiedot selkeässä ja ymmärrettävässä muodossa. Pilaantuneen alueen riskiviestintää on käsitelty tarkemmin liitteessä 12.

Sosiaalisia vaikutuksia koskevaa tietoa voidaan yleensä analysoida laadullisesti ja mm. yksinkertaisia pisteytysmenetelmiä soveltaen. Kvantitatiivisten laskentamenetelmien käyttö sosiaalisten vaikutusten arvioinnissa vaatii erityisasiantuntemusta eikä niiden käyttö tyypillisissä kunnostushankkeissa ole tarkoituksenmukaista.

Sosiaalisten vaikutusten arviointiin kunnostushankkeissa on kiinnitetty toistaiseksi melko vähän huomiota, vaikka kunnostuksen sosiaalisia ulottuvuuksia otetaankin huomioon esim. työsuojelusuunnitelmissa ja riskiviestinnässä.

## Taloudelliset tekijät

**Kunnostusmenetelmien valintaan ja tavoitteiden asettamiseen liittyy aina taloudellisen toteuttamiskelpoisuuden harkinta.** Kunnostuksen kustannukset ja siitä syntyvät taloudelliset hyödyt ovat ympäristöriskien ohella usein keskeisin pilaantuneen alueen kunnostustoimia ohjaava tekijä. Niiden tarkastelu sisältyy olennaisesti myös kestävyys-  
den määrittelyyn.

Kunnostamisessa saavutettavat taloudelliset hyödyt eivät läheskään aina ole suuremmat kuin syntyvät kustannukset, koska kunnostustavoitteiden minimitaso määräytyy usein ympäristö- ja terveystöriskien perusteella. **Kestävyydestä tarkastelun yhteydessä kunnostuksen kustannuksia voidaan kuitenkin optimoida siten, että taloudelliset menetykset ovat mahdollisimman pienet.** Toisaalta jo laissa on säädetty kunnostuskustannusten kohtuuttomuudesta silloin, kun kunnostusvastuu kohdistuu muulle kuin varsinaiselle pilaajalle, joten kohtuullisuutta tai kohtuuttomuutta voidaan osaltaan pitää kriteerinä kestävyysarvioinnissa.

Alueen omistajan näkökulmasta katsottuna keskeinen hyöty kunnostamisesta saadaan alueen käyttömahdollisuuksien kasvusta ja kiinteistön arvon noususta. Laajemmasta yhteiskunnallisesta näkökulmasta katsottuna taloudellisiin hyötyihin voidaan lukea myös muille osapuolille koituvat hyödyt kuten ympäristön laadun yleinen paraneminen ja lähialueiden arvon nousu (nämä voidaan nähdä myös sosiaalisina vaikutuksina). Yhteiskunnallisten vaikutusten arvioiminen rahallisesti on kuitenkin vaikeaa eikä tällainen tarkastelu kunnostushankkeissa yleensä ole tarkoituksenmukaista, vaikka siihen onkin menetelmiä. Saavutettavia hyötyjä käsitellään siksi usein kvalitatiivisesti.<sup>153</sup>

<sup>153</sup> Sorvari, J. & Antikainen, R. 2004. Katsaus pilaantuneiden maa-alueiden riskinhallinnan nykykäytäntöihin.

Silloin kun pilaaja ei ole alueen omistaja, kunnostuksen voidaan helposti ajatella tuottavan pilaajan näkökulmasta vain kustannuksia, ei hyötyjä. Kunnostuksen vastuullinen ja oma-aloitteinen toteutus saattaa kuitenkin tuoda esim. alueen pilanneelle yritykselle myönteistä julkisuutta, joka vaikuttaa pitkällä aikavälillä myös yrityksen taloudelliseen kehitykseen.

Mahdolliset pitkän ajan vastuut ja niihin liittyvät taloudelliset riskit pilaajalle tai alueen omistajalle ohjaavat usein myös kunnostusmenetelmien valintaa ja saattavat johtaa alueen "täydelliseen" kunnostamiseen, vaikka tämä ei riskien tai hankkeen kokonaiskestävyyden näkökulmasta muuten olisi tarkoituksenmukaista. Tämä voi puoltaa esim. maa-ainesten kaivua suhteessa muuten kestävämpiin *in situ*-menetelmiin, joilla haitta-aineiden täydellisen poistaminen ei kuitenkaan onnistu.

Kunnostusta koskeva päätöksenteko pohjautuu tarkan kustannustiedon puuttuessa kustannusarvioihin. Epävarmuutta arvioihin aiheuttaa etenkin se, ettei pilaantuneisuuden laajuutta tiedetä tarkasti ennen kuin varsinaisiin kunnostustoimiin ryhdytään. Tämä voi johtua esimerkiksi puutteellisista kohdetutkimuksista. Kohdetutkimusten edustavuutta voidaan siten pitää edellytyksenä paitsi riskien myös kustannusten arvioinnissa. Lisäksi kunnostusmenetelmän toimimattomuus voi aiheuttaa sen, ettei kunnostustavoitetta saavuteta suunnitellussa ajassa tai käytetyillä menetelmillä. Kunnostustoimien pitkittymisestä ja korvaavien menetelmien käyttöönotosta syntyy luonnollisesti lisäkustannuksia. Arvioiden tarkkuuteen ja vaihtoehtoisista kunnostusmenetelmistä koituvien erilaisten kustannuserien ja saavutettavien hyötyjen vertailuun onkin syytä kiinnittää erityistä huomiota, sillä epävarmuudet arvioissa voivat johtaa epätaloudelliseen resursien käyttöön. Epävarmuuden huomioiminen riittävällä tarkkuudella on aina tärkeä osa kustannus-hyöty-arviointia.

Esimerkiksi pilaantuneen maan poistamisessa kaivamalla suorat kustannukset ovat yleensä suhteellisen suuret, mutta menetelmän saatavuus, yksinkertaisuus ja käyttövarmuus takaavat usein sen, että työn lopputulos vastaa suunnitelmaa ja hanke voidaan toteuttaa aikataulussa. Monilla *in situ* -menetelmillä voidaan taas saavuttaa merkittäviä suoria kustannussäästöjä, mutta niihin liittyy usein enemmän epävarmuutta, mikä lisää taloudellista riskiä pitkän ajan kuluessa. Erityisesti kiireellisissä rakennushankkeissa varmuus ja aikataulut puoltavatkin usein massojen poistamista moniin epävarmempisiin menetelmiin verrattuna korkeammista lähtökustannuksista huolimatta. Toisaalta myös **pilaantuneen maan kaivuhankkeissa toiminnan kustannustehokkuutta voidaan yleensä merkittävästi parantaa kaivettujen massojen suunnitelmallisella hyödyntämisellä.** Tämä on yleensä toivottavaa myös kestävyyden ympäristötekijöiden näkökulmasta, mikäli hyödyntäminen voidaan toteuttaa turvallisesti pitkän ajan ympäristövaikutukset huomioon ottaen.

Kunnostuksen kokonaiskustannukset sisältävät mm. tutkimus- ja suunnittelukustannukset, kunnostustoimien välittömät toteutuskustannukset ja niihin sisältyvien materiaa livirtojen hallintakustannukset, kunnostuksen aikaisten päästöjen ehkäisemiseksi tarvittavien suojaustoimien kustannukset sekä mahdollisen jälkitarkkailun kustannukset. Näistä maa-ainesten kuljetus- ja käsittelykustannukset (ml. loppusijoitus) ovat yleensä selvästi suurimmat kustannuserät, jotka vaikuttavat keskeisesti myös eri kunnostusvaihtoehtojen keskinäiseen kilpailukykyyn ja kestävyYTEEN. Myös rahan arvon muuttuminen (diskonttaus) voi olla syytä ottaa huomioon pitkäaikaisissa kunnostushankkeissa.

Kustannushyötyjen ja -tehokkuuden sekä taloudellisten riskien arviointi on osa normaalia liiketoimintaa ja kuuluu pääosin kunnostuksesta vastaavalle. Taloudellisen arvion voidaan myös katsoa sisältyvän nykyiseen tulkintaan BAT-periaatteesta.





## 6 Kestävää riskinhallintaa ja kunnostusta koskevia suosituksia

Tässä luvussa on esitetty kestäväää riskinhallintaa ja kunnostusta koskevia yleisiä suosituksia. Ne perustuvat oppaan aiemmissa luvuissa esitettyihin periaatteisiin ja ohjeisiin. Suositukset edustavat näkemystä hyvästä käytännöstä, joka tukee kestäväää kehitystä. Osa suosituksista koskee ainoastaan yleisiä suunnittelussa huomioitavia tekijöitä, kun taas osa sisältää yksityiskohtaisempia kestävän kunnostuksen tavoitteita. **Suositukset tulee ottaa huomioon pilaantuneen alueen päätöksenteossa, mutta niitä on sovellettava aina tapauskohtaisesti.** Tämä tarkoittaa, että kaikki suositukset eivät välttämättä sellaisenaan ole tarkoituksenmukaisia yksittäisessä kohteessa eivätkä aina johda kokonaisuutena kestävimpään lopputulokseen. Suositusten huomiotta jättäminen on kuitenkin tarvittaessa pystyttävä perustelemaan.

Pilaantuneen alueen kaavoitustilanne ja alueen rakentamista koskevat suunnitelmat ovat usein keskeisiä lähtökohtia sille, miten riskinarvioinnin ja riskinhallinnan tavoitteita asetetaan. Ne vaikuttavat aina myös kunnostustoiminnan kestävyYTEEN ja eri sidosryhmien näkemyksiin kunnostusvaihtoehtojen paremmuudesta. Tästä syystä **esitettyjä suosituksia on jaoteltu koskien rakennettua ja vielä suunnitteluvaiheessa olevaa rakentamaton ympäristöä.**

Lisäksi **suosituksia on jaoteltu haitta-aineiden ominaisuuksien mukaan** ottamalla erityisesti huomioon näiden mahdolliset

pitkääaikaiset ympäristövaikutukset sekä tekniset edellytykset aineiden hävittämiseksi. Tässä merkittävin ero koskee orgaanisia ja epäorgaanisia haitta-aineita.

Tiettyt suositukset ja niiden perustelut ovat myös osin päällekkäisiä, mikä on huomioitava suosituksia sovellettaessa.

Esitettyjen suositusten perusteella riskinhallinnan ja kunnostuksen kestävyys voidaan yleensä varmistaa parhaiten, kun päätöksen-teossa otetaan riittävällä tavalla huomioon:

1. alueellisen suunnittelun mahdollisuudet
2. riskinarvioinnin soveltuvuus alueen maankäytön kannalta
3. kunnostustoimien ajoitus suhteessa alueen rakentamiseen
4. pintamaan riittävä puhtaus uudisrakennuskohteissa
5. ympäristö- ja terveysriskien kannalta erityistä huolta aiheuttavat aineet
6. in situ ja on site -kunnostusmenetelmien mahdollinen soveltuvuus kohteessa
7. kaivettujen maa-ainesten hyödyntämismahdollisuudet
8. kaivettujen maa-ainesten käsittelymenetelmät sekä
9. paikallisen yhteisön ja sidosryhmien näkemykset.



## 6.1

### Alueellinen maankäytön suunnittelu

**Kestävyyteen vaikuttavien tekijöiden tarkastelua tulisi sisällyttää päätöksentekoprosessiin riittävän varhaisessa vaiheessa, mahdollisuuksien mukaan jo osana alueellista maankäytön ja rakentamisen suunnittelua.** Tämä mahdollistaa laajimman keinovalikoiman riskinhallinnan toteutukselle, antaa parhaat edellytykset alueiden ja luonnonvarojen kestäväälle käytölle ja lisää toiminnan kustannustehokkuutta. Parhaassa tapauksessa ennakoivalla maankäytön ja rakentamisen suunnittelulla voidaan merkittävästi vähentää pilaantuneiden alueiden kunnostuskustannuksia ja -vastuita sekä kunnostuksen haitallisia ympäristövaikutuksia ja sosiaalisia vaikutuksia.

## 6.2

### Riskinarvioinnin soveltuvuus

Alueella, jonka kaavoitus tai rakentamissuunnittelu on kesken taikka toteutusaikataulu epävarma, lähtötiedot eivät yleensä ole riittävän yksityiskohtaisia luotettavaan, tapauskohtaiseen, riskinarvointiin. Esimerkiksi kaupunkialueilla mahdollisia altistujia ja altistumisreitit voidaan käytännössä arvioida vasta **hyväksytyn asemakaavan tai kaavaehdotuksen** perusteella. Yksityiskohtaiset maankäyttösuunnitelmat, kuten maanpinnan korkotaso, päällysteet ja vesien johtaminen, vaikuttavat keskeisesti myös haitta-aineiden kulkeutumiseen.

Kohteissa, joissa maankäyttöä koskeva tieto on epävarmaa, riskiperusteinen kunnostussuunnittelu (riskiperusteiset kunnostustavoitteet) edellyttää erilaisten maankäyttökenaarioiden tarkastelua, sisältäen suurinta riskiä ilmentävän ns. "worst-case" -arvion. Jos kunnostus toteutetaan ennen maankäyttöä koskevan tiedon tarkentumista, se tehdään

"worst case" -arvion pohjalta sekä tarvittaessa sitä täydentävillä riskinhallintatoimilla (esim. vesien tai kaasujen hallinta päästölähteen kunnostamisen lisäksi), jotta riskinarvioinnin epävarmuutta voidaan riittävästi vähentää.

Alueella, jonka käyttötarkoitusta ei olla muuttamassa, riskinarviointi voidaan yleensä toteuttaa luotettavasti, koska riskien tunnistamiseen, arvion kohdentamiseen ja epävarmuuden hallintaan on useimmiten saatavissa riittävät lähtötiedot. Tällaisella alueella arvion vaiheittainen tarkentaminen ja johtopäätösten varmentaminen esim. lisätutkimusten ja ympäristöseurannan avulla ovat yleensä mahdollisia ja myös kunnostustavoitteet voidaan tavallisesti määritellä suoraan riskinarvointiin perustuen.

## 6.3

### Kunnostustoimien ajoitus

**Ajoittamalla kunnostustoimenpiteet alueen päättymässä olevien toimintojen loppumisen tai rakentamisen yhteyteen voidaan usein vaikuttaa kunnostuksen kestäväyyteen jos kohteessa ei ole tarvetta välittömille kunnostustoimille** (riskit nykyisessä käytössä eivät ole merkittäviä). Tämä tarkoittaa, että alueella voidaan arvioida olevan kunnostustarve, mutta kunnostuksen toteutuksella ei välttämättä ole kiire. Esimerkiksi maaperän kunnostustoimien toteutus alueen muun rakentamisen yhteydessä lisää yleensä toiminnan kustannustehokkuutta ja voi vähentää toimenpiteistä alueelle aiheutuvaa kokonaisrasitusta ja ympäristövaikutuksia. Käytännössä voi kuitenkin olla järkevää toteuttaa kunnostus ennen varsinaisten rakennustöiden aloittamista osana esirakentamistoimenpiteitä, jolloin on helpompi välttyä mm. puhtaiden ja eri tavoin pilaantuneiden maa-ainesten tahattomalta sekoittumiselta.

Kunnostamisen siirtyessä haasteena voivat olla vastuut ja velvoitteet esimerkiksi alueen omistus- tai hallintasuhteissa mahdollisesti tapahtuvien muutoksien vuoksi.



Tämä pitää ottaa huomioon kunnostuksen ajoitusta koskevia päätöksiä tehtäessä. Olen- naista on varmistaa tiedon siirtyminen alu- een uudelle omistajalle tai haltijalle ja tun- nistaa vastuut.

#### 6.4

### Pintamaan puhtaus

Suositus kestävän kunnostuksen tavoitteeksi on, että **pintamaan (noin 0,5 - 1 m) edustavat haitta-ainepitoisuudet uudisrakennuskoh- teissa alittavat asuintonttien ja lasten leikki- paikkojen kohdalla kynnysarvon tai alueel- lisen taustapitoisuuden ja muualla vähin- tään alemman ohjearvon**. Tämän suosituksen mukaisesti voidaan hallita tehokkaasti pintamaan riskejä ja niiden epävarmuuksia, varmistaa alueen rajoitukseton käytettävyy- jat jatkossa sekä minimoida kustannukset pitkän ajan kuluessa. Kunnostaminen maankäytön muutoksen ja rakentamisen yhteydessä tukee myös toiminnan kustannustehokkuutta. **Suositus ei koske suoraan asfaltoituja piha-alueita ja niitä epäorgaanisia haitta- aineita, joilla maaperän terveysperusteiset vii-tearvot ovat selvästi alemmaa ohjearvoa suurempia**. Tällöin pintamaan riittävä puh- taus on kuitenkin varmistettava ekologisten ja kulkeutumisriskien hallitsemiseksi.

Pintamaan riittävän puhtaustason varmis- taminen on keskeinen lähtökohta erityisesti asuin- tai muuhun herkkään käyttöön otet- tavissa uudisrakennuskohteissa. Pintamaalla voidaan katsoa olevan pilaantuneen alueen päätöksenteossa erityinen rooli siihen liittym- vän riskipotentiaalin ja riskikäsitysten (esim. lasten suora altistuminen ja huoli terveys- haitoista), toistuvan käytön ja muokkausten (esim. kunnallistekniset kaivut ja piha- ja puutarhatyöt) sekä olosuhteissa tapahtu- ven luonnollisten muutosten (esim. eroosio) vuoksi. Näiden tekijöiden huomioon ottami- nen riskinarvioinnissa ei ole yksiselitteistä, mistä syystä asiaa on tarkasteltava huolel- lisesti myös riskinhallinnan suunnittelussa

sekä suhteessa alueen maankäyttöä ja raken- tamista koskeviin suunnitelmiin.

**Epäherkän maankäytön** (esim. työpaik- ka-, liikenne-, teollisuus- tai varastoalueet) **rakennuskohteissa pintamaan puhtausvaa- timus ei yleensä ole yhtä olennainen tekijä**. Niissä riskit voidaan yleensä riittävällä taval- la hallita myös muiden tavoitteiden kautta. Toisaalta myös näissä kohteissa pintamaan riittävää puhtaustasoa kannattaa pohtia alueen ja sen pintamaiden käytettävyyden ja niihin liittyvien vastuiden näkökulmasta sekä ottamalla huomioon kunnostuksen kus- tannustehokkuus rakentamisen yhteydessä.

**Pintamaan puhtautta koskeva suositus ei pääsääntöisesti koske jo rakennettuja alueita, joiden maankäyttöä ei olla muutta- massa**. Näissä kohteissa pintamaan riittävä puhtaustaso voidaan määrittää tapauskohtai- sesti riskinarvioinnin ja kestävyystarkastelun perusteella.

#### 6.5

### Erityistä huolta aiheuttavat aineet

#### 6.5.1

#### Pysyvät, biokertyvät ja toksiset aineet

Suositus kestävän kunnostuksen tavoitteeksi on, että **alueen rakentamisen tai kunnostuk- sen yhteydessä hitaasti hajoavat, biokertyvät ja myrkylliset orgaaniset aineet (PBT) sekä erittäin hitaasti hajoavat ja erittäin bioker- tyvät orgaaniset aineet (vPvB) ensisijaisesti hävitetään ylemmän ohjearvon ylittävissä pitoisuuksissa**. Kunnostuspäätöksessä tulee siten ottaa kantaa myös aineiden loppukäsi- telyyn, vaikka sitä ei tehtäisikään kohteessa. Suositus koskee tilanteita, joissa pitoisuuden lisäksi myös aineiden kokonaismäärää voi- daan pitää riskipotentiaalin kannalta merkit- tävänä. Merkittävä kokonaismäärä on arvi- oidaan tapauskohtaisesti ja siinä on otettava huomioon näytteenoton edustavuus.

PBT- ja vPvB-aineet ovat ympäristö- ja terveysriskien kannalta ongelmallisia aineita, joihin on kiinnitettävä aina erityistä huomiota pilaantuneen alueen päätöksenteossa. Näillä aineilla on todettu pitkäaikaisia ja laaja-alaisia ympäristövaikutuksia mm. ravintoverkoissa, joita ei voida luotettavasti arvioida riskinarvioinnilla. Haitallisten ominaisuuksien vuoksi PBT- ja vPvB-aineet on tunnistettu erityistä huolta aiheuttaviksi aineiksi myös EU:n REACH-asetuksessa, ja niiden käyttöä rajoitetaan kansainvälinen sopimuksin. PBT- tai vPvB-aineita ovat mm. dioksiinit, PCB-yhdisteet, tietyt perfluoratut alkyyliyhdisteet (esim. PFOS), bromatut palonsuoja-aineet (PBDE) sekä monet orgaaniset torjunta-aineet (mm. DDT, dieldriini, heksaklooribentseeni ja heptakloori).

**Silloin, kun alueen kunnostus ei perustu pilaantuneen maan poistamiseen eikä alueen rakentaminen edellytä maan kaivua, PBT- ja vPvB-aineiden jättäminen alueelle voidaan sallia vain erityisvarauksin riskinarvioinnin ja kestävyystarkastelun perusteella.** Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että aineiden hävittämisen tulee silti olla tavoitteena viimeistään siinä vaiheessa, kun aineita sisältävää maata kaivetaan jatkossa esim. rakentamisen vuoksi.

Kunnostuskohteen lisäksi **pilaantuneiden maiden käsittelylaitoksissa tulisi edellyttää PBT- ja vPvB-aineiden hävittämistä**, kun niiden edustavat pitoisuudet ylittävät ylemmän ohjearvon, vaikka toiminnan nykyisessä ympäristöluvassa olisi annettu mahdollisuus myös muihin käsittelytapoihin. Näitä aineita sisältävien massojen kaatopaikkasijoitusta ilman esikäsittelyä ei voida pitää yleensä kestäväenä ratkaisuna, jos aineiden edustavat pitoisuudet ylittävät ylemmän ohjearvon ja niiden kokonaismäärä on merkittävä.

Tämän lisäksi on otettava huomioon, mitä **pysyvistä ja kaukokulkeutuvista orgaanisista haitta-aineista (POP-yhdisteet) ja niiden hävittämisestä on säädetty EU:n POP-asetuksessa.**

## 6.5.2

### Helposti haihtuvat orgaaniset yhdisteet

Suositus kestävän kunnostuksen **tavoitteeksi uudisrakennuskohteissa on herkästi haihtuvien yhdisteiden poistaminen ennen rakentamista niiltä kohteen osa-alueilta, joilta ne saattaisivat kulkeutua rakenteisiin tai rakennuksiin.** Tämä koskee erityisesti maaperää, joka on tulevien rakennusten alapuolella tai läheisyydessä.

Sisäilman yleiset tavoitepitoisuudet haihtuville yhdisteille ovat varsin pieniä eikä sisäilmariskiä voida aina tarkastella riittävän luotettavasti kohteessa, jossa kulkeutumista ei voida mittauksin varmistaa. Mahdollisen sisäilmariskin konkretisoituminen rakentamisen jälkeen voi lisäksi johtaa vaikeasti korjattaviin ongelmiin, jotka voitaisiin välttää ennakolta poistamalla haihtuvat yhdisteet. Haihtuvien yhdisteiden poistaminen on myös usein toteutettavissa ilman maan kaivuja, mikä vaikuttaa kunnostuksen kestävyys-teen. Aineiden poistamista koskeva suositus on kuitenkin suhteutettava sen tekniseen ja taloudelliseen toteuttamiskelpoisuuteen.

Haihtuvien yhdisteiden poistamisen lisäksi sisäilmariskiä voidaan hallita uudisrakennuskohteissa kustannustehokkaasti erilaisilla teknisillä rakenteilla. Tätä vaihtoehtoa tulisi soveltaa kunnostuksen lisäksi silloin, kun haihtuvia yhdisteitä joudutaan jättämään maaperään rakennusten läheisyyteen. **Haihtuvat aineet tulee pyrkiä poistamaan myös kaivetuista maa-aineksista ennen näiden hyödyntämistä tai loppusijoittamista.**

Rakennetussa ympäristössä haihtuvien yhdisteiden aiheuttama sisäilmariski ja sitä koskeva puhdistustarve voidaan yleensä arvioida riittävällä tarkkuudella riskinarvioinnissa mm. huokoskaasu- ja sisäilmamittauksia sekä laskennallisia tarkasteluja hyödyntäen. Tarvittaessa sisäilmariskejä voidaan hallita kunnostuksen lisäksi (tai sen sijaan) teknisillä ratkaisuilla esim. rakennuksen ilmanvaihtoa tai alapohjan tuuletusta koskien.

### 6.5.3

## NAPL-yhdisteet

Suositus kestävän kunnostuksen **tavoitteeksi maaperässä esiintyville veteen niukka-liukoisille nestemäisille kemikaaleille ja öljylle (NAPL) on ns. vapaan NAPL-faasin poistaminen**. Vapaa faasin esiintyminen tarkoittaa tilannetta, jossa maaperän huokosten pidätyskyky kyseisen aineen osalta ylittyy, ja aine voi kulkeutua edelleen omana faasinaan.

Vapaan faasin esiintyminen lisää aina haitta-aineiden kulkeutumisriskiä ja riskien ajallista ulottuvuutta, mistä syystä faasin poistaminen on aina perusteltua. Vapaan faasin poistaminen on useimmiten myös teknisesti ja kustannustehokkaasti toteutettavissa erityisesti vettä kevyempien ja pohjaveden pinnan yläpuolella esiintyvien aineiden (esim. öljyt) osalta. Vapaan faasin poistaminen on yleisenä tavoitteena ja käytäntönä jo suurimmassa osassa nykyisiä kunnostushankkeita.

Vapaan faasin poistamista koskeva suositus on suhteutettava kunnostuksen tekniseen ja taloudelliseen toteuttamiskelpoisuuteen. Näistä syistä vapaan faasin täydellinen poistaminen ei ole välttämättä mahdollista esim. aineiden esiintyessä rakennusten tai muiden pysyvien rakenteiden alla taikka syvissä maakerroksissa tai kallioruhjeissa pohjaveden pinnan alapuolella.

### 6.6

## Kunnostusmenetelmät

Kunnostusmenetelmien valintaa koskeva yleinen suositus on, että **in situ ja on site -menetelmien soveltuvuus kohteeseen arvioidaan aina kunnostussuunnittelun yhteydessä**. Suositus koskee myös ns. yhdistelmämenetelmiä, joissa *in situ* tai on site -tekniikka on vain osa kunnostuksen kokonaisratkaisua.

Suomessa tyypillisin pilaantuneen alueen kunnostusmenetelmä on pilaantuneen maan poisto kaivamalla. Sitä käytetään yli 90 %:ssa nykyisin kunnostettavista kohteista<sup>154</sup>. Vaikka menetelmällä on kestävyiden näkökulmasta omat etunsa, sillä on myös usein huomattavasti enemmän haitallisia ympäristövaikutuksia kuin paikan päällä tapahtuvalla *in situ* tai on site -kunnostuksella. Kaivuhankkeisiin liittyy usein raskaiden työkoneneiden käyttöä, pitkiä kuljetusmatkoja, poistetun maan korvaaminen neitseellisillä maa-aineksilla sekä pilaantuneiden massojen käsittelyä toisaalla. Näihin vaiheisiin voi kulua runsaasti uusiutumattomia luonnonvaroja ja energiaa. Lisäksi syntyy mm. ilmapäästöjä, jätteitä sekä vaikutuksia paikalliseen ekosysteemiin. Jos kunnostus voidaan tehdä kokonaan tai edes osittain paikan päällä kaivun haitalliset ympäristövaikutukset vähenevät.

### 6.7

## Kaivettujen maa-ainesten hyödyntäminen

**Kaivettujen maa-ainesten hyödyntämismahdollisuus tulee selvittää aina osana kunnostuksen ja alueen maankäytön tai rakentamisen suunnittelua. Ensisijaisesti tulisi selvittää hyödyntämismahdollisuus kaivukohteessa ja toissijaisesti sen ulkopuolella.**

Kunnostuksen yhteydessä kaivettujen maa-ainesten hyödyntämisellä voidaan yleensä saavuttaa merkittäviä kustannussäästöjä ja vähentää luonnonvarojen käyttöä sekä toiminnan muita haitallisia ympäristövaikutuksia (esim. kuljetusten päästöt). Kaivettuja maa-aineksia voidaan hyödyntää kunnostus- ja kaivukohteessa joko sellaisenaan tai käsiteltyä jälkeen esim. tiepohjissa, varasto- ja muiden vastaavien kenttien pohjarakentamisessa, pengerryksissä, meluvalleissa ja maisemoinnissa.

<sup>154</sup> Pyy, O. ym.. 2013. Pilaantuneet maa-alueet Suomessa.

Kaivettujen maa-ainesten hyödyntämisen arviointiperusteita ja jäteluonnetta käsitellään ympäristöministeriön maa-aineita koskevassa ohjeistuksessa (valmisteilla). Tämän lisäksi on annettu erillisohjeita kaatopaikalla tapahtuvaan maa-ainesten hyödyntämiseen<sup>155</sup>.

## 6.8

### Kaivettujen maa-ainesten käsittelymenetelmät

**Kaivettujen maa-ainesten käsittelyssä tulee käyttää parasta käytökelpoista tekniikkaa, jolla voidaan varmistaa käsittelyn koko elinkaaren aikainen kestävyys.**

Maaperän kunnostushankkeissa suurimmat kustannukset ja ympäristöpäästöt liittyvät usein kaivettujen maa-ainesten käsitteilyyn. Haitta-aineita sisältävien maa-ainesten käsittelylaitoksia koskevissa ympäristöluvissa annetaan jo nykyisin tarvittavia määräyksiä BAT-periaatteen toteutumisesta, joilla voidaan osaltaan vähentää käsittelyn haitallisia ympäristövaikutuksia. Tämän lisäksi olisi kuitenkin tarpeellista arvioida laajemmin käsittelyn koko elinkaarta, jotta toiminta olisi kokonaisuutena mahdollisimman kestävä. Tähän liittyvät mm. PBT- ja vPvB-aineiden sekä POP-yhdisteiden hävittämistä koskevat suositukset ja vaatimukset (ks. luku 6.5.1), joiden perusteella esim. termistä käsittelyä voidaan pitää näille aineille useimmiten kestävimpanä käsittelyratkaisuna siihen mahdollisesti liittyvistä ilmapäästöistä, energiankulutuksesta ja korkeista kustannuksista huolimatta.

Kestävyyden näkökulmasta myös hyödyntämiskelpoisten tai sellaisiksi helposti käsiteltävien maa-ainesten ja muiden materiaalien kaatopaikkakäsittelyä (loppusijoitus) tulisi aina välttää (ks. myös kaivettujen maa-ainesten hyödyntämistä koskeva suositus, luku 6.7).

<sup>155</sup> Wahlström, M. ym. 2004. Kaatopaikkojen tiivistysrakennemateriaaleina käytettävien teollisuuden sivutuotteiden ympäristökelpoisuus.

## 6.9

### Viestintä ja sidosryhmien osallistuminen

**Kunnostushankkeen toteutuksen ja kunnostettavan alueen kannalta keskeisiä sidosryhmiä tulee informoida riittävästi ja tarvittaessa mahdollistaa näiden osallistuminen päätöksentekoon.** Sidosryhmien kuuleminen ja osallistumismahdollisuuksien tarjoaminen asianosaisille on erityisen tärkeää suurissa ja vaikutuksiltaan merkittävässä hankkeissa. Suositus koskee erityisesti kunnostusvaihtoehtojen valintaa, jota edeltää menetelmien tekninen ja taloudellinen arviointi. Sidosryhmille on annettava mahdollisuus omien näkemysten esittämiseen kunnostamisesta ja varmistettava, että päätöksenteon kannalta olennaiset tiedot ovat kaikkien saatavilla ja ymmärrettävissä.

Toiminnanharjoittajan, asiantuntijoiden, viranomaisten ja paikallisen väestön näkemykset kunnostuksesta saattavat poiketa merkittävästi toisistaan. Pyrkimys sidosryhmien näkemysten yhteensovittamiseen päätöksenteossa on kuitenkin tärkeää, jotta lopputulos palvelisi parhaalla mahdollisella tavalla kaikkia asianosaisia ja valitut ratkaisut olisivat kokonaisuutena kestäviä. Kunnostuksen suunnittelijoiden ja sen toteutuksesta vastaavien tehtävänä prosessissa on varmistaa, että pilaantumisesta, kunnostusvaihtoehtoista ja muista päätöksentekoon vaikuttavista tekijöistä esitetään muille sidosryhmille kaikki olennaiset tiedot selkeässä ja ymmärrettävässä muodossa.

Pilaantuneen alueen riskiviestintää on käsitelty tarkemmin liitteessä 12.

**LIITE I: Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista (214/2007)**

Valtioneuvoston päätöksen mukaisesti, joka on tehty ympäristöministeriön esittelystä, säädetään 4 päivänä helmikuuta 2000 annetun ympäristönsuojelulain (86/2000) 14 §:n 1 momentin nojalla:

**1 § Soveltamisala**

Tässä asetuksessa säädetään maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista.

Asetusta ei sovelleta vesistön pohjakerrostumien pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointiin.

**2 § Pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi**

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin on perustuttava arvioon maaperässä olevien haitallisten aineiden aiheuttamasta vaarasta tai haitasta terveydelle ja ympäristölle. Arvioinnissa on otettava huomioon:

- 1) haitallisten aineiden pitoisuudet, kokonaismäärät, ominaisuudet, sijainti ja taustapitoisuudet maaperässä; taustapitoisuudella tarkoitetaan haitallisten aineiden luontaisesti tavanomaisia pitoisuuksia maaperässä tai sellaisia kokonaita pitoisuuksia, jotka esiintyvät pintamaassa laajalla alueella pilaantuneeksi epäillyn alueen ympäristössä;

- 2) pilaantuneeksi epäillyn alueen maaperä- ja pohjavesiolosuhteet sekä tekijät, jotka vaikuttavat haitallisten aineiden kulkeutumiseen ja leviämiseen alueella ja sen ulkopuolella;
- 3) pilaantuneeksi epäillyn alueen ja sen ympäristön tai pohjaveden nykyinen ja suunniteltu käyttötarkoitus;
- 4) mahdollisuus haitallisille aineille altistumiseen lyhyen ja pitkän ajan kuluessa;
- 5) altistumisen seurauksena terveydelle ja ympäristölle aiheutuvan haitan vakavuus ja todennäköisyys sekä haitallisten aineiden mahdolliset yhteisvaikutukset;
- 6) käytettävien tutkimustietojen ja muiden lähtötietojen sekä arviointimenetelmien epävarmuustekijät.

Olosuhteiden muuttuessa maaperän pilaantuneisuus ja puhdistustarve on tarvittaessa arvioitava uudestaan.

**3 § Kynnysarvojen soveltaminen**

Maaperän pilaantuneisuus ja puhdistustarve on arvioitava, jos yhden tai useamman haitallisen aineen pitoisuus maaperässä ylittää tämän asetuksen liitteessä säädetyn kynnysarvon. Alueilla, joilla taustapitoisuus on kynnysarvoa korkeampi, arviointikynnyksenä pidetään taustapitoisuutta.

#### 4 § Ohjearvojen soveltaminen

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa on käytettävä apuna tämän asetuksen liitteessä säädettyjä maaperän haitallisten aineiden ohjearvoja.

Maaperää pidetään yleensä pilaantuneena, jollei 2 §:ssä tarkoitettusta arvioinnista muuta johdu:

- 1) alueella, jota käytetään teollisuus-, varasto- tai liikennealueena taikka muuna vastaavana alueena, jos yhden tai useamman aineen pitoisuus ylittää säädetyn ylemmän ohjearvon;
- 2) muulla kuin 1 kohdassa tarkoitettulla alueella, jos yhden tai useamman aineen pitoisuus ylittää säädetyn alemman ohjearvon.

#### 5 § Pilaantuneisuuden ja taustapitoisuuden selvittäminen

Maaperän pilaantuneisuuden ja taustapitoisuuksien selvittämiseksi on otettava näytteitä, jotka edustavat hyvin tutkittavaa aluetta, sen maaperää ja pohjavettä.

Haitallisten aineiden tutkimusten tulee perustua standardoituihin tai niitä luotettavuudeltaan vastaaviin menetelmiin.

#### 6 § Voimaantulo

Tämä asetus tulee voimaan 1 päivänä kesäkuuta 2007.

Lupa- ja ilmoitusasiaan, joka on tullut viireille ennen asetuksen voimaantuloa, sovelletaan asetuksen voimaan tullessa voimassa olleita säännöksiä.

#### Liite. Maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksien kynnys- ja ohjearvot

Tässä liitteessä esitetään eräiden yleisesti esiintyvien maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksien kynnys- ja ohjearvot maaperässä kokonaispitoisuutena kuiva-ainetta kohti. Epäorgaanisten aineiden kynnys- ja ohjearvoja verrataan alle 2 mm raekoosta mitattuun tulokseen. Jos on syytä epäillä muiden kuin tässä liitteessä esitettyjen haitallisten aineiden esiintymistä maaperässä taikka epäorgaanisten aineiden esiintymistä yli 2 mm raekoossa tai tavanomaista haitallisemmassa muodossa, myös nämä on otettava huomioon maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa.

Ohjearvot on määritelty joko ekologisten riskien (e) tai terveysriskien (t) perusteella. Jos pohjaveden pilaantumisriski on tavanomaista suurempi alempaa ohjearvoa alhaisemmissa pitoisuuksissa, aineet on merkitty p-kirjaimella.

Maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksien vertailua kynnys- ja ohjearvoihin voidaan tehdä yksittäisten mitattujen pitoisuuksien lisäksi alueen erilaisia pitoisuusjakaumia kuvaavien tilastollisten tunnuslukujen avulla, jos käytössä on tilastolliseen käsittelyyn riittävä määrä mittaustuloksia ja tämä on arvioinnin kannalta muuten perusteltua.

Aine (symboli)	Luontainen pitoisuus <sup>1</sup> [mg/kg]	Kynnysarvo [mg/kg]	Alempi ohjearvo [mg/kg]	Ylempi ohjearvo [mg/kg]
<i>Metallit ja puolimetallit<sup>2</sup></i>				
Antimoni (Sb) (p)	0,02 (0,01-0,2)	2	10 (t)	50 (e)
Arseeni (As) (p)	1 (0,1-25)	5	50 (e)	100 (e)
Elohopea (Hg)	0,005 (< 0,005-0,05)	0,5	2 (e)	5 (e)
Kadmium (Cd)	0,03 (0,01-0,15)	1	10 (e)	20 (e)
Koboltti (Co) (p)	8 (1-30)	20	100 (e)	250 (e)
Kromi (Cr)	31 (6-170)	100	200 (e)	300 (e)
Kupari (Cu)	22 (5-110)	100	150 (e)	200 (e)
Lyijy (Pb)	5 (0,1-5)	60	200 (t)	750 (e)
Nikkeli (Ni)	17 (3-100)	50	100 (e)	150 (e)
Sinkki (Zn)	31 (8-110)	200	250 (e)	400 (e)
Vanadiini (V)	38 (10-115)	100	150 (e)	250 (e)
<i>Muut epäorgaaniset</i>				
Syanidi (CN)		1	10	50
<i>Aromaattiset hiilivedyt</i>				
Bentseeni (p)		0,02	0,2 (t)	1 (t)
Tolueeni (p)			5 (t)	25 (t)
Etyylibentseeni (p)			10 (t)	50 (t)
Ksyleenit <sup>3</sup> (p)			10 (t)	50 (t)
TEX <sup>4</sup>		1		
<i>Polyaromaattiset hiilivedyt</i>				
Antraseeni		1	5 (e)	15 (e)
Bentso(a)antraseeni		1	5 (e)	15 (e)
Bentso(a)pyreeni		0,2	2 (t)	15 (e)
Bentso(k)fluoranteeni		1	5 (e)	15 (e)
Fenantreeni		1	5 (e)	15 (e)
Fluoranteeni		1	5 (e)	15 (e)
Naftaleeni		1	5 (e)	15 (e)
PAH <sup>5</sup>		15	30 (e)	100 (e)
<i>Polyklooratut bifenyylit (PCB) sekä polyklooratut dibentso-p-dioksiinit ja furaanit (PCDD/F)</i>				
PCB <sup>6</sup>		0,1	0,5 (t)	5 (e)
PCDD-PCDF-PCB <sup>7</sup>		0,00001	0,0001 (t)	0,0015 (e)



Aine (symboli)	Luontainen pitoisuus <sup>1</sup> [mg/kg]	Kynnysarvo [mg/kg]	Alempi ohjearvo [mg/kg]	Ylempi ohjearvo [mg/kg]
<i>Klooratut alifaattiset hiilivedyt</i>				
Dikloorimetaani (p)		0,01	1 (t)	5 (t,e)
Vinyylikloridi (p)		0,01	0,01 (t)	0,01 (t)
Dikloorieteenit <sup>3</sup> (p)		0,01	0,05 (t)	0,2 (t)
Trikloorieteeni (p)		0,01	1 (e,t)	5 (e)
Tetrakloorieteeni (p)		0,01	0,5 (t)	2 (t)
<i>Klooribentseenit</i>				
Triklooribentseenit <sup>3</sup>		0,1	5 (t)	20 (e)
Tetraklooribentseenit <sup>3</sup>		0,1	1 (t)	5 (e)
Pentaklooribentseeni		0,1	1 (t)	5 (e)
Heksaklooribentseeni		0,01	0,05 (t)	2 (e)
<i>Kloorifenolit</i>				
Monokloorifenolit <sup>3</sup> (p)		0,5	5 (e,t)	10 (e)
Dikloorifenolit <sup>3</sup> (p)		0,5	5 (t)	40 (e)
Trikloorifenolit <sup>3</sup> (p)		0,5	10 (e,t)	40 (e)
Tetrakloorifenolit <sup>4</sup> (p)		0,5	10 (e,t)	40 (e)
Pentakloorifenoli (p)		0,5	10 (e,t)	20 (e)
<i>Torjunta-aineet ja biosidit</i>				
Atratsiini (p)		0,05	1 (e)	2 (e)
DDT-DDD-DDE <sup>8</sup>		0,1	1 (e)	2 (e)
Dieldriini		0,05	1 (e)	2 (e)
Endosulfaani <sup>9</sup> (p)		0,1	1 (e)	2 (e)
Heptakloori		0,01	0,2 (t)	1 (e)
Lindaani (p)		0,01	0,2 (t)	2 (e)
TBT-TPT <sup>10</sup>		0,1	1 (e)	2 (e)
<i>Öljyhiilivetyjakeet ja oksygenaatit</i>				
MTBE-TAME I I		0,1	5 (t)	50 (t)
Bensiinijakeet (C5-C10 I 2)			100	500
Keskitisleet (>C10-C21 I 2)			300	1000
Raskaat öljyjakeet (>C21-C40 I 2)			600	2000
Öljyjakeet (>C10-C40 I 2)		300		

<sup>1</sup> Moreenin hienoaineksen luontaisen pitoisuuden mediaani ja vaihteluväli kuningasvesiuutolla määritettynä, paitsi elohopea pyrolyytisesti määritettynä. Kohdekohtaisissa tarkasteluissa tulee ottaa huomioon, että erityisesti savissa luontaiset pitoisuudet voivat olla selvästi suurempia kuin moreenista mitatut pitoisuudet.

<sup>2</sup> Ekologisin perustein määritellyt metallien ja puolimetalien ohjearvot on johdettu lisäämällä aineen hyväksyttävää ekologista riskiä kuvaavaan laskennalliseen pitoisuuteen mineraalimaan keskimääräinen luontainen pitoisuus. Vastaavasti voidaan kohdekohtaisissa tarkasteluissa ottaa huomioon alueen maaperän luontainen pitoisuus, jos tämä on luotettavasti selvitetty.

<sup>3</sup> Summapitoisuus sisältäen aineen rakenneisomeerit.

<sup>4</sup> Summapitoisuus sisältäen seuraavat yhdisteet: tolueni, etylibentseeni ja ksyleeni.

<sup>5</sup> PAH- yhdisteiden summapitoisuus sisältäen seuraavat yhdisteet: antraseeni, asenafteni, asenaftyleeni, bentso(a)antraseeni, bentso(a)pyreeni, bentso(b)fluoranteeni, bentso(g,h,i)peryleeni, bentso(k)fluoranteeni, dibentso(a,h)antraseeni, fenantreeni, fluoranteeni, fluoreeni, indeno(1,2,3-c,d)pyreeni, kryseeni, naftaleeni ja pyreeni.

<sup>6</sup> Summapitoisuus sisältäen PCB-kongeneerit 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.

<sup>7</sup> Summapitoisuus WHO:n toksisuusekvivalenttina ilmoitettuna sisältäen PCDD/F-yhdisteet sekä dioksiinien kaltaiset PCB-yhdisteet.

<sup>8</sup> Summapitoisuus sisältäen seuraavat yhdisteet: diklooridifenyylitrikloorietaani (DDT), diklooridifenyylidikloorietaani (DDD) ja diklooridifenyylidikloorietyleeni (DDE).

<sup>9</sup> Summapitoisuus sisältäen seuraavat yhdisteet: alfa-endosulfaani ja beta-endosulfaani.

<sup>10</sup> Summapitoisuus sisältäen seuraavat yhdisteet: tributyylitina (TBT) ja trifenyylitina (TPT).

<sup>11</sup> Summapitoisuus sisältäen seuraavat yhdisteet: metyyli-*tert*-butyylietteri (MTBE) ja *tert*-amyyylimetyylietteri (TAME).

<sup>12</sup> n-parafiinisarja kaasukromatografisessa analyysissä.

## LIITE 2: Valtioneuvoston asetukseen maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista liittyvät perustelut

1/2

Ympäristöministeriön muistio 20.2.2007

### Ehdotus valtioneuvoston asetukseksi maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista

#### ESITYKSEN PÄÄASIALLINEN SISÄLTÖ

Asetuksella säädettäisiin maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin perusteista. Asetuksen liitteessä säädettäisiin lisäksi noin 50:lle maaperän haitallisen aineen tai aineryhmän pitoisuudelle ohjearvot, joita voitaisiin käyttää pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin apuna. Lisäksi asetuksessa säädettäisiin arviointitarpeen laukaisevat kynnysarvot. Asetus ehdotetaan saatettavaksi voimaan 1.6. 2007.

#### YLEISPERUSTELUT

##### 1. NYKYTILA

Ympäristönsuojelulain (86/2000) 7 §:ssä säädetään yleisestä maaperän pilaamiskiellostä ja 12 luvussa pilaantuneen maaperän puhdistamisesta ja muista asian hoitamiseen liittyvistä velvoitteista sekä puhdistamista koskevista hallintomenettelyistä. Lain 7 §:n mukaan maahan ei saa jättää tai päästää jätettä eikä muutakaan ainetta siten, että seurauksena on sellainen maaperän laadun huononeminen, josta voi aiheutua vaaraa tai haittaa terveydelle tai ympäristölle, viihtyisyyden melkoista vähentymistä tai muu niihin verrattava yleisen tai yksityisen edun loukkaus.

Pilaantuneen maaperän puhdistamistoimet hyväksytään joko ilmoitus- tai ympäristölupamenettelyssä. Päätöksen tekee alueellinen ympäristökeskus lukuun ottamatta Helsingin aluetta, jossa toimivalta on siirretty määräajaksi Helsingin ympäristölautakunnalle. Pilaantuneiden maiden käsittelyyn ja hyödyntämiseen sovelletaan ympäristönsuojelulain ohella myös jätteitä koskevia säädöksiä.

Ympäristönsuojelulain 14 §:n 1 momentin 1 kohdan mukaan valtioneuvosto voi asetuksella säätää eri maankäyttötarkoituksissa maaperässä olevien haitallisten aineiden suurimmista sallituista pitoisuuksista tai haitallisten aineiden pitoisuuksista pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioimiseksi.

Ympäristöministeriön asettama saastuneiden maa-alueiden selvitys- ja kunnostusprojekti eli SAMASE-projekti valmisteli vuosina 1989–1994 ehdotuksen maaperän saastuneisuuden arviointiin tarkoitetuksi ohjeellisiksi haitallisten aineiden pitoisuusarvoiksi (Ympäristöministeriön muistio 5/1994). Näitä ns. SAMASE-arvoja on käytetty yleisesti pilaantuneiden maa-alueiden ja niiden maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa sekä puhdistustavoitteiden asettamisessa. Joidenkin aineiden osalta SAMASE-ohjearvoja on myöhemmin päivitetty uusien tutkimustulosten perusteella (Assmuth 1997). SAMASE-ohjearvoja täydentävinä perusteina on hallintokäytännössä käytetty myös mm. sosiaali- ja terveysministeriön asetuksia (ku-

ten asetuksien 401/2001 ja 461/2000 mukaiset talousveden laatuvaatimukset ja -suositukset) ja Suomen ympäristökeskuksen julkaisuja. Kohdekohtaiseen riskinarviointiin perustuvat puhdistustyöt ovat jonkin verran yleistyneet viime vuosina.

Suomessa on kartoitettu noin 20 000 sellaista aluetta, joilla aikaisempi tai nykyinen toiminta on voinut pilata maaperää. Näistä noin 3 500 aluetta on arveltu olevan sellaisia, joiden tutkiminen ja tarvittaessa puhdistaminen tulisi mahdollisten terveys- tai ympäristöriskien takia tehdä pikaisesti. Suomessa on viimeisten 15 vuoden aikana puhdistettu lähes 3000 pilaantunutta maa-aluetta. Vuosittain aloitettavien puhdistushankkeiden lukumäärä on nykyisin 250 - 400. Puhdistamiseen käytetään vuosittain 60 -70 miljoonaa euroa. Ympäristöhallinto tukee puhdistustöitä vuosittain n. 5 miljoonalla eurolla. Valtion jätehuoltotöinä on puhdistettu yli 200 kohdetta.

Komissio hyväksyi 22.9.2006 ehdotuksensa maaperänsuojelustrategiaksi ja maaperänsuojelun puitteidirektiiviksi. Direktiiviehdotuksessa käsitellään eroosiota, orgaanisen aineksen vähenemistä, tiivistymistä, suolaantumista, maanvyörymiä, sulkemista sekä pilaantumista. Direktiiviehdotuksen määritelmä pilaantuneeksi alueeksi on seuraava: alue jolla todistetusti esiintyy ihmisten toimien seurauksena vaarallisia aineita siinä määrin, että jäsenvaltiot katsovat niiden aiheuttavan merkittävän riskin ihmisen terveydelle tai ympäristölle.

## 2. ESITYKSEN TAVOITTEET JA KESKEISET EHDOTUKSET

Esityksen tavoitteena on parantaa maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin laatua ja sitä kautta oikein kohdennettua ja kustannustehokasta puhdistamista. Asetuksen säätämisellä luotaisiin maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen ar-

vioinnille yhtenäinen oikeudellinen perusta, joka tällä hetkellä puuttuu lainsäädännöstä.

Asetusehdotuksessa esitetään pilaantumisen ja puhdistamistarpeen arvioinnin perusteet. Arviointi perustuisi maaperän haitallisten aineiden aiheuttamien ympäristö- ja terveysriskien arviointiin ja se tehtäisiin tapauskohtaisesti asetuksen mukaista menetelyä noudattaen.

Ehdotuksen liitteessä esitetään maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksien kynnys- ja ohjearvot, jotka korvaisivat nykyisin käytössä olevat SAMASE-arvot. Kynnysarvojen ylittyminen käynnistäisi arviointitarpeen. Arvioinnin apuna voitaisiin käyttää ehdotettuja alempia ja ylempiä ohjearvoja.

## 3. ESITYKSEN VAIKUTUKSET

### 3.1. Taloudelliset vaikutukset

Vuosittain pilaantuneiden maiden puhdistamiseen käytetään 60 - 70 miljoonaa euroa. Arviolta kolmasosa puhdistuskustannuksista on maksettu julkisin varoin.

Puhdistettavia kohteita ovat mm. teollisuuslaitosten, sahojen ja kyllästämöiden, romuttamojen, varikkojen, polttoaineen jakeluasemien, kasvihuoneiden, ampumaratojen ja vanhojen suljettujen kaatopaikkojen pilaantuneet maa-alueet. Vanhojen teollisuus- ja varastoalueiden kaavoittaminen asuin-, virkistys- ja liikekäyttöön lisännee puhdistustarpeita lähitulevaisuudessa.

Asetusehdotuksen mukainen tapauskohtainen arviointi lisäisi jossain määrin arviointiin liittyviä tutkimus- ja suunnittelukustannuksia. Toisaalta tämä antaisi nykyistä paremmat mahdollisuudet puhdistamiseen varattujen resurssien tarkoituksenmukaiseen ja kustannustehokkaaseen käyttöön ja karsisi puutteellisin perustein toimeenpantuja puhdistustoimia.

### 3.2 YMPÄRISTÖVAIKUTUKSET

Asetuksella yhdenmukaistettaisiin maaperän pilaantumisen ja puhdistustarpeen arvioinnissa sovellettavia periaatteita. Asetuksen soveltaminen ohjaisi arviointia pelkästä pitoisuusvertailusta riskien tunnistamiseen, mikä parantaisi puhdistamistoimenpiteiden kohdistumista todellisten riskien vähentämiseen. Tämä edistäisi myös nykyistä monipuolisempien ja tarkoituksenmukaisempien riskinhallintaratkaisujen käyttöönottoa ja vähentäisi tarpeettomia massanvaihtoja sekä niihin liittyvää ympäristökuormitusta ja luonnonvarojen käyttöä.

Asetuksen liitteenä olevien ohjearvojen määrittelyperusteet esitettäisiin yksityiskohteisesti erillisessä oppaassa, mikä edistäisi ohjearvojen tarkoituksenmukaista käyttöä tapauskohtaisen arvioinnin apuna. Kynnysarvoja käyttämällä varmistettaisiin tapauskohtaisen arvioinnin käynnistyminen kaikissa olosuhteissa merkityksellönä pidettyjen pitoisuustasojen ylityessä.

### 3.3 Muut vaikutukset

Asetus lisäisi riskinarvioinnin käyttöä. Riskinarvioinnin lisääntynyt käyttö parantaisi ymmärrystä maaperän haitallisten aineiden todellisista vaikutuksista sekä vähentäisi täten maaperän pilaantuneisuutta koskevien väärin mielikuvien muodostumista.

Riskinarviointiin perustuvat puhdistussuunnitelmat vaativat hallintopäätösten valmistelussa perusteellisempaa paneutumista kuin pelkästään ohjearvoihin perustuvat ratkaisut. Tämä lisäisi todennäköisesti alueellisten ympäristökeskusten ja Suomen ympäristökeskuksen työtä.

Asetuksella luotaisiin maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnille yhtenäinen oikeudellinen perusta, mikä lisäi-

si kiinteistönhaltijoiden oikeusvarmuutta ja tasapuolista kohtelua.

### 4. ASIAN VALMISTELU

Asetusehdotus on valmisteltu virkatyönä ympäristöministeriössä. Suomen ympäristökeskus on laatinut ympäristöministeriön toimeksiannosta ehdotukset ohjearvoiksi ja kynnysarvoiksi sekä luonnoksen maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointia koskevaksi oppaaksi. Opas sisältäisi muun muassa asetuksen liitteessä esitettyjen haitallisten aineiden tietokortit sekä suositellavat analyysimenetelmät.

Valmistelun aikana on neuvoteltu asian tuntijalaitosten edustajien kanssa (VTT, Geologian tutkimuskeskus, Kansanterveyslaitos).

Asetusehdotuksesta ja siihen liittyvästä opasluonnoksesta on saatu lausunnot seuraavilta asian kannalta keskeisiltä viranomaisilta, järjestöiltä, tutkimuslaitoksilta ja yrityksiltä: sosiaali- ja terveysministeriö, valtiovarainministeriö, maa- ja metsätalousministeriö, liikenne- ja viestintäministeriö, puolustusministeriö, Lounais-Suomen ympäristökeskus, Keski-Suomen ympäristökeskus, Länsi-Suomen ympäristökeskus, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Pirkanmaan ympäristökeskus, Hämeen ympäristökeskus, Pohjois-Savon ympäristökeskus, Uudenmaan ympäristökeskus, Helsingin kaupungin ympäristökeskus, Itä-Suomen ympäristölupavirasto, Tiehallinto, Ratahallintokeskus, Pääesikunta, Puolustushallinnon rakennuslaitos, Kansanterveyslaitos, Geologian tutkimuskeskus, Metsäntutkimuslaitos, MTT Maa- ja elintarvike-talouden tutkimuskeskus, Suomen ympäristökeskus, VTT, Sosiaali- ja terveydenhuollon tuotevalvontakeskus, Helsingin yliopiston soveltavan kemian ja

mikrobiologian laitos, Salvor Oy, Niska & Nyyssönen Oy, Ekokem-Palvelu Oy, Helsingin kaupungin rakennusvirasto, Helsingin kaupungin kiinteistövirasto, Helsingin kaupunkisuunnitteluvirasto, Senaattikiinteistöt, Kiinteistöliitto ry, Suomen liikunta ja urheilu ry, Suomen Ampumaurheiluliitto ry, Suomen Metsästäjäliitto ry, Suomen Maarakentajien keskusliitto r.y., Teknologiateollisuus ry, Metallinjalostajat ry, Kuntaliitto, Ympäristöyritysten liitto ry, Neste Oil Oyj, Öljy- ja kaasualan keskusliitto, Elinkeinoelämän keskusliitto EK, Kemianteollisuus ry, AnalyCen Laboratoriot Oy, Novalab Oy, Insinööri-toimisto PaaVo Ristola Oy, Ramboll Finland Oy, Golder Associates Oy, WSP Environmental Oy, Maaperän tutkimus- ja kunnostusyhdistys MUTKU ry ja Suomen luonnonsuojeluliitto. Lisäksi on saatu epävirallisia kommentteja sähköpostitse.

Lausunnoissa kiinnitettiin huomiota mm. ohjearvojen asemaan, laatuun ja käyttöön sekä arviointimenettelyn sisältöön ja säädöksen voimaantuloon. Valtaosa lausunnonantajista toivoi asetuksen pikaista voimaantuloa. Lausunnot on pyritty ottamaan mahdollisuuksien mukaan huomioon.

Asetusehdotuksen sisältöä on tarkennettu lausuntojen perusteella mm. seuraavasti: arviointimenettelyä on täsmennetty lisäämällä asetustekstiin arviointielementtejä ja oma pykälä (5 §) pilaantuneisuuden selvittämisestä. Maaperän pilaantumisen ennaltaehkäisyn vertailuarvoksi esitetty tavoitearvo on poistettu asetuksen liitteestä ja sen tilalle esitetään arviointitarpeen laukaisevaa kynnysarvoa. Kynnysarvon merkitys esitetään omassa pykälässä. Liitetaulukkoa on korjattu ja siinä käytettyjä käsitteitä täsmennetty.

Asetusehdotus on tarkastettu oikeusministeriön lainvalmisteluosaston tarkastustoimistossa.

## YKSITYISKOHTAISET PERUSTELUT

### 1 § Soveltamisala

Asetuksen 1 §:ssä ilmenisi asetuksen soveltamisala. Asetusta sovellettaisiin vain maaperän, ei vesistön pohjakerrostumien (sedimenttien) tai pohjavesien, pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointiin.

Asetusta voitaisiin käyttää soveltuvin osin myös ympäristönsuojelulain 77 § mukaisissa hallinto-pakkoasioissa.

Asetusta sovellettaisiin myös ennen ympäristönsuojelulain voimaantuloa tapahtuneeseen maaperän pilaantumiseen (Laki ympäristönsuojelulainsäädännön voimaantuloa 113/2000, 22 § 2 mom.).

### 2 § Pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointiperusteet

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin olisi aina perustuttava kohdekohtaiseen arvioon maaperässä olevien haitallisten aineiden mahdollisesti aiheuttamasta vaarasta tai haitasta terveydelle ja ympäristölle eli ns. riskinarvioon.

Pykälässä lueteltaisiin arvioinnissa huomio otettavat seikat. Tällaisia ovat maaperässä todettujen haitallisten aineiden pitoisuudet, haitallisten aineiden kokonaismäärä ja ominaisuudet (kuten toksisuus, kertyvyys, pysyvyys, haihtuvuus, liukoisuus erityisesti metallien osalta, haitallisten aineiden sijainti maaperässä sekä taustapitoisuudet), maaperä- ja pohjavesiolosuhteet alueella, haitallisten aineiden kulkeutumiseen ja leviämiseen alueella ja sen ulkopuolella vaikuttavat tekijät, alueen ja sen ympäristön ja pohjaveden nykyinen ja suunniteltu käyttötarkoitus, altistuminen lyhyen ja pitkän ajan kuluessa, altistumisen seurauksena terveydelle ja ympäristölle aiheutuva haitta, samoin kuin haitan vakavuus ja todennäköisyys, haital-

listen aineiden mahdolliset yhteisvaikutukset samoin kuin käytettävien tutkimustietojen ja muiden lähtötietojen sekä arviointimenetelmien epävarmuustekijät.

Taustapitoisuudella tarkoitettaisiin haitallisten aineiden luontaisesti tavanomaisia pitoisuuksia maa-perässä tai sellaisia kohonneita pitoisuuksia, jotka esiintyvät pintamaassa laajalla alueella pilaantuneeksi epäillyn alueen ympäristössä ja jotka eivät ole peräisin alueella harjoitetusta toiminnasta. Taustapitoisuudella ei tässä yhteydessä tarkoitettaisi yksittäisen teollisuuslaitoksen aiheuttamia kohonneita maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksia, vaan lähinnä liikenteen ja teollisen toiminnan aiheuttamaa hajakuormitusta, joka ei liity ympäristönsuojelulain 7 §:n tarkoittamaan pilaamiskieltoon.

Arvioinnin laajuus riippuisi kohteen ominaisuuksista. Monessa kohteessa riittäisi riskien laadullinen arviointi ja mitattujen pitoisuuksien vertailu ohjearvoihin. Laskelmiin perustuvaa määrällistä arviota edellytettäisiin silloin, kun arviointia ei voitaisi luotettavasti tehdä laadullisen arvioinnin ja ohjearvioinnin perusteella.

Asetusehdotuksen toisen momentin mukaan maaperän pilaantuneisuus ja puhdistustarve on tarvittaessa arvioitava uudestaan olosuhteiden muuttuessa. Riskinarvioinnin kannalta olennaiset tekijät voivat muuttua esimerkiksi maankäytön muutoksen tai alueella suoritettavien maankaivutöiden vuoksi.

Asetusehdotuksen mukainen arviointi ei koske paikaltaan poistettavia maa-aineksia, joiden käsittelyä koskevat mm. jätelainsäädännön velvoitteet.

Asetus kattaisi vaikutusten arvioinnin ympäristönsuojelulain 12 luvun laajuudes-

sa (ympäristö- ja terveysvaikutukset). Ympäristönsuojelulain 7 §:n soveltamisessa on tarvittaessa otettava huomioon varsinaisten terveys- ja ympäristövaikutusten lisäksi myös maaperän pilaantumiskiellon perusteella vaikutukset viihtyisyyden vähenemiseen tai muu niihin verrattava yleisen tai yksityisen edun loukkaus.

### 3 § Kynnysarvojen soveltaminen

Asetuksen liitteessä säädettäisiin haitallisten aineiden kynnysarvot. Maaperän pilaantuneisuus ja tarvittaessa puhdistustarve olisi arvioitava, jos yhden tai useamman haitallisen aineen pitoisuus maaperässä ylittää kynnysarvon.

Alueilla joilla taustapitoisuus on kynnysarvoa korkeampi, arviointikynnyksenä pidettäisiin kuitenkin 2 §:n 1) kohdan mukaista taustapitoisuutta.

Kynnysarvoa pidettäisiin myös maaperän suojelun ja pilaantumisen ennaltaehkäisyn vertailuarvona. Arvoa voitaisiin käyttää ihmistoiminnan maaperälle aiheuttaman kuormituksen ja sen vaikutusten tunnistamiseen. Arvojen ylittyessä kuormituksen jatkuminen voisi johtaa maaperän pilaantumiseen.

Arvoja voitaisiin myös käyttää apuna arvioitaessa pilaantuneiksi epäilyiltä alueilta poistettavien massojen tai käsiteltyjen pilaantuneiden maiden sijoituskelpoisuutta. Kynnysarvojen alittuessa maa-ainesjätteen sisältämät haitta-aineet eivät yleensä rajoittaisi maa-aineksen sijoittamista tai hyöty-käyttöä jäte- ja ympäristönsuojelulain säädösten puitteissa. Jos esimerkiksi alueella ei arvioinnin perusteella olisi puhdistustarvetta, mutta sen maaperässä on todettu kynnysarvon ylittäviä haitallisten aineiden pitoisuuksia, tulisi haitalliset aineet ottaa huomioon maa-aineksia poistettaessa.



#### 4 § Ohjearvojen soveltaminen

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa olisi käytettävä 2 §:ssä kuvatun tapauskohtaisen arvioinnin apuna maaperästä mitattuja haitallisten aineiden pitoisuuksia vertaamalla niitä asetuksen liitteessä säädettyihin ohjearvoihin. Ohjearvoissa ei olisi otettu huomioon haitallisten aineiden kulkeutumis- ja leviämismahdollisuutta alueen ulkopuolelle eikä niiden perusteella siten voitaisi arvioida suoraan esim. pohjaveden pilaantumisriskiä.

Maaperää pidettäisiin yleensä pilaantuneena, jos yhden tai useamman maaperässä esiintyvän haitallisen aineen pitoisuus ylittää alemman ohjearvon eikä 2 §:n mukaisen riskinarvioinnin perusteella ole toisin osoitettu. Altistumismahdollisuus ja riskit ovat tavanomaista vähäisempää, jos pilaantuneeksi epäiltyä aluetta ja sen välittömässä läheisyydessä olevia alueita käytetään teollisuus- tai varastoalueina taikka muuna vastaavana alueena. Vastaavalla alueella tarkoitettaisiin esim. päälystettyjä työpaikka-alueita, joilla ei ole asuinrakennuksia ja joiden maaperän suojelun tarve ei ole ihmisen toiminnan vuoksi erityinen. Tällaisilla alueilla pilaantuneisuuden vertailuarvona pidettäisiin ylempää ohjearvoa.

#### 5 § Pilaantuneisuuden ja taustapitoisuuden selvittäminen

Asetuksessa painotettaisiin yleisesti näytteenoton ja määritysten merkitystä, sillä puutteellisesti suunniteltu ja toteutettu näytteenotto ja näytteiden analysointi saattaa aiheuttaa yllättäviä seurauksia sekä ympäristön että mahdollisen tulevan puhdistushankkeen teknisen tai taloudellisen toteuttamis-kelpoisuuden kannalta. Maaperän pilaantuneisuuden ja taustapitoisuuksien selvittämiseksi olisi otettava näytteitä,

jotka edustavat riittävän hyvin tutkittavaa aluetta, sen maaperää ja pohjavettä. Pykälän toisen momentin mukaan haitallisten aineiden tutkimusten tulisi perustua standardoituihin tai niitä luotettavuudeltaan vastaaviin menetelmiin.

#### 6 § Voimaantulo

Asetuksen ehdotetaan astuvan voimaan 1 päivänä kesäkuuta 2007. Lupa- ja ilmoitusasiaan, joka on tullut vireille ennen asetuksen voimaantuloa, sovellettaisiin asetuksen voimaan tullessa voimassa olleita säädöksiä. Ennen asetuksen voimaantuloa ympäristönsuojelulain nojalla annettuja päätöksiä ja määräyksiä olisi noudatettava asetuksesta huolimatta.

#### Liite. Maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksien kynnys- ja ohjearvot

Asetuksen liitteessä lueteltaisiin 52 alkuainetta, ainetta tai aineryhmää, jotka ovat yleisimpiä maaperän pilaantumisen aiheuttajia ja joille on katsottu tämän vuoksi tarpeelliseksi määrittää yleiset kynnys- ja ohjearvot. Liite-  
taulukko ei olisi kattava. Mikäli maaperän olisi syytä epäillä pilaantuneen myös muilla haitallisilla aineilla, tulisi myös nämä ottaa huomioon arvioinnissa.

Ehdotetut kynnys- ja ohjearvot on esitetty kokonaispitoisuutena kuiva-ainetta kohti. Epäorgaanisten aineiden osalta kynnys- ja ohjearvoja verrattaisiin alle 2 mm hiukkasfraktiosta mitattuun tulokseen. Jos olisi syytä epäillä muiden kuin tässä liitteessä esitettyjen haitallisten aineiden esiintymistä maa-perässä taikka epäorgaanisten aineiden esiintymistä yli 2 mm hiukkasfraktiossa tai tavanomaista haitallisemmassa muodossa, myös nämä olisi otettava huomioon maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa.

Maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksien vertailua kynnys- ja ohjearvoihin voitaisiin tehdä yksittäisten mitattujen pitoisuuksien lisäksi tilastollisten tunnuslukujen avulla esim. mediaania, maksimia, keskiarvoa ja jakaumia käyttäen. Arvioinnissa käytettävien pitoisuustietojen ja tunnuslukujen valinnassa tulisi ottaa huomioon mm. alueen laajuus, maaperän heterogeenisuus, näytemäärät ja arvioinnin taso. Alueen maaperässä todetut maksimipitoisuudet tulisi aina esittää arvion yhteydessä. Tilastollisia tunnuslukuja voitaisiin käyttää yksittäisiä lukuarvoja koskevan vertailun lisänä luomaan kokonaiskuva tutkittavalla alueella sijaitsevista eri tavoilla pilaantuneista alueista (syvyys- ja sivusuunta huomioiden) sekä arvioitaessa haitallisten aineiden kokonaismääriä ja todennäköistä altistumista. Tilastollisten tunnuslukujen käyttäminen edellyttäisi, että käytössä on tilastolliseen käsittelyyn riittävä määrä mittaustuloksia ja että tämä on arvioinnin kannalta muuten perusteltua. Tunnuslukuja käytettäessä alue tulee jakaa edustaviin osa-alueisiin, joita koskevista tuloksista luvut lasketaan.

Metallien ja puolimetallien osalta liitetaulukossa ilmoitettaisiin luontaiset pitoisuudet, joilla tarkoitettaisiin tässä yhteydessä moreenin hienoaineksen luontaisen pitoisuuden mediaania kuningasvesi-uutolla määritettynä. Suluissa olisi ilmoitettu vaihteluväli. Kyseessä olisi lähinnä informatiivinen tieto.

Ehdotetut kynnys- ja ohjearvot kuvaavat suuruusluokkaa ja ovat siten pyöristettyjä. Kynnysarvolla tarkoitetaan haitallisen aineen arvioitua, riskien kannalta merkityksentöntä pitoisuutta maaperässä. Alemmalla ohjearvolla tarkoitetaan sellaista haitallisen aineen pitoisuutta maaperässä, joka ei tehdyn arvion mukaan aiheuta merkittävää vaaraa

maaperän toiminnoille tai haittaa terveydelle tavanomaisessa maankäytössä. Ylemmällä ohjearvolla tarkoitetaan sellaista haitallisen aineen pitoisuutta maaperässä, jossa maaperän arvioidaan säilyvän vielä ekologisesti toimintakykyisenä ja joka ei aiheuta vaaraa terveydelle epäherkässä maankäytössä.

Ehdotetut ohjearvot perustuvat yleisellä tasolla tehtyyn riskitarkasteluun, jossa haitta-aineelle on määritetty tavanomaisessa ja tavanomaista vähemmän herkässä maankäytössä hyväksyttävää ekologista ja terveysriskiä kuvaavat maaperän pitoisuusarvot (riskitasot). Näistä alhaisempi arvo on valittu asetusehdotuksen liitteenä olevaan taulukkoon. Liitetaulukoon merkitty e- tai t-kirjain kertoo kummasta arvioinnista valittu pitoisuustaso on peräisin. Eräiden aineiden osalta ohjearvojen määrittämisessä on erikseen otettu huomioon muitakin tekijöitä, kuten aineiden pysyvyys, kertyvyys ja lähdetietoihin liittyvä epävarmuus.

Metalleille ja puolimetalleille ehdotetut ekologisten perusteiden määritellyt ohjearvot on johdettu lisäämällä aineen hyväksyttävää ekologista riskiä kuvaavaan laskennalliseen pitoisuuteen mineraali-maan keskimääräinen luontainen pitoisuus. Menettelytapa voitaisiin ottaa huomioon kohdekohtaisissa tarkasteluissa, jos alueen maaperän taustapitoisuudet on luotettavasti selvitetty.

Ehdotettujen ohjearvojen numeerisessa määrittämisessä ei ole otettu huomioon haitallisten aineiden mahdollisen kulkeutumisen kautta aiheutuvaa riskiä pohjavedelle, joka tulisi aina arvioida erikseen. Liitetaulukko on merkitty p-kirjain, mikäli haitallisen aineen kulkeutumista pohjavesiin pidetään erityisenä uhkana ja pohjaveden pilaantumisen riski olisi tavanomaista suurempi jo alemmaa ohjearvoa alhaisemmissa pitoisuuksissa.

Ehdotetut kynnysarvot on asetettu tasoon, jossa maaperän haitta-aineista aiheutuvia ympäristöriskejä voidaan pitää merkityksellisinä maankäytöstä ja muista ympäristön olosuhteista riippumatta. Arvojen määrittämisessä on otettu huomioon muun muassa haitta-aineiden vaaraominaisuudet, maaperän taustapitoisuudet, ohjearvojen perustana olevat laskennalliset riskitasot ja näihin liittyvä epävarmuus, talousvesinormit ja pysyvän jätteen liukoisuusstandardit.

Kynnys- ja ohjearvojen perustaksi määritettyjen ekologisten riskitasojen laskennassa on käytetty ensisijaisesti hollantilaisten ympäristö- ja terveysviranomaisten (National Institute of Public Health and the Environment, RIVM) arvioimaa kansainvälistä tutkimustietoa sekä RIVM:n ja EU:n kemikaalitoimiston esittämiä riskinarvioinnin ohjeita. Terveysriskitasojen laskennassa on käytetty apuna Risc Human 3.1 –riskinarviointimallia (Van Hall Instituut, Business Center [[www.risc-site.nl](http://www.risc-site.nl)]). Terveysriskitasojen laskennassa (laskentaparametrien valinta) on otettu huomioon suomalaisen ympäristön erityispiirteitä.

LIITE 3:Tarkistuslista riskinarvioinnin eri osavaiheissa käsiteltävistä ja dokumentoitavista seikoista

1/3

TARKISTUSLISTA RISKINARVIOINNIN ERI OSAVAIHEISSA KÄSITELTÄVISTÄ JA DOKUMENTOITAVISTA SEIKOISTA				
Listaa tulee soveltaa kohteessa tarkoituksenmukaisella tavalla				
	Käsitelty ja esitetty	Missä luvussa/sivulla?	Ei olennainen tieto	Esitetty kartalla
<b>JOHDANTO</b>				
riskinarvioinnin tavoite (mm. maaperän tai pohjaveden puhdistustarpeen arviointi, kunnostustavoitteiden määrittely, jäännösriskin arviointi)				
alue, jota riskinarviointi koskee				
riskinarvioinnin kohteet (kulkeutuminen, terveys, ekologia)				
tarkasteltavat haitta-aineet				
kohteeseen aiemmin tehdyt riskinarviot (tarkoitus, suorittaja, ajankohta)				
<b>KOHDETIEDOT</b>				
<b>Toimintahistoria</b>				
toiminnan kuvaus				
tiedossa olevat päästöt ja mahdolliset päästöt sekä niiden ajankohdat				
alueella käytetty, käsitelty, varastoidut tai syntyneet haitta-aineet; mitä, missä, kuinka paljon ja milloin?				
alueella syntyneet ja sinne tuodut jätteet ja niiden käsittely; mitä, missä, kuinka paljon ja milloin?				
alueella aiemmin tehdyt kunnostukset				
<b>Alueen ja lähiympäristön maankäyttö</b>				
kaavoitustilanne ja kaavamerkinnot				
alueen nykyinen maankäyttö				
tiedossa tai suunnitteilla olevat maankäytön muutokset				
tiedossa tai suunnitteilla olevat rakentamistoimet				
lähialueiden maankäyttö ja niitä koskevat suunnitelmat				
alueen ja lähialueiden erityistoiminnot ja mahdolliset herkätkohteet; esim. luonnonsuojelualueet, päiväkodit, lasten leikkipaikat, viljelyalueet				
alueen rakennukset, rakenteet, päällysteet, viheralueet ja kasvillisuus				

<b>Maaperä-, pohjavesi- ja pintavesiolosuhteet</b>					
Maa- ja kallioperä					
maanpinnan ja kalliopinnan taso ja viettosuunnat					
maakerrosten järjestys, paksuus ja maalajit					
maaperän alkuperä (luonnonmaa vai täyttömaa)					
maaperän taustapitoisuudet					
muut maaperän ominaisuudet; mm. pH, TOC, veden läpäisevyys					
kallioperän tiedossa oleva rikkonaisuus ja heikkousvyöhykkeet					
maa- ja kallioperätietojen lähdeaineistot					
Pohjavesi					
sijainti luokitellulla pohjavesialueella (luokka, numero, laatu)					
etäisyys lähimpiin luokiteltuihin pohjavesialueisiin					
pohjaveden (ml. orsivesi) pinnan taso ja pääsiallinen virtaussuunta					
lähialueen vedenottamot, lähteet ja kaivot (etäisyydet ja käyttö)					
muut tiedossa olevat pohjaveden purkautumispaikat					
arvio alueella muodostuvan pohjaveden määrästä (imeytyminen)					
pohjaveden taustapitoisuudet					
pohjavesitietojen lähdeaineistot					
Pintavedet					
vesistöt ja muut pintavedet (mm. nimi, sijainti, koko ja käyttö)					
virtavesien virtaussuunnat ja purkuvesistöt					
pintavesien mahdollinen erityisluonne (mm. uimarannat, tärkeät kalastusalueet, merkitys harvinaisten eläinten tai kasvien elinympäristönä)					
hulevesien ja muun pintavalunnan muodostuminen ja johtaminen					
pintavesien taustapitoisuudet					
pintavesitietojen lähdeaineistot					
<b>Haaita-aineiden esiintyminen ja pitoisuudet</b>					
haitta-ainetutkimusten kohteet, tavoitteet ja suoritusajankohdat					
näytepisteiden sijainti ja lukumäärät					
analysoitujen näytteiden lukumäärät					
määritetyt haitta-aineet					
näytteenotto-, esikäsittely- ja analyysimenetelmät (sis. kenttämittaukset)					
laadunvarmistusnäytteet					
mittaustulosten keskimääräiset ja enimmäisarvot (vaihteluvälit)					
kenttähavainnot (esim. haju, NAPL-faasit ja jätejakeet)					
pitoisuuksien vertailu kynnys- ja ohjearvoihin sekä taustapitoisuuksiin					

muiden ympäristönsien pitoisuuksien vertailu viitearvoihin				
muiden mittaustulosten vertaaminen viitearvoihin				
merkittävien haitta-aineiden keskeiset (vaara)ominaisuudet				
viitearvojen ja taustapitoisuuksien kirjallisuuslähteet				
pitoisuustasoin eriteltyt massamäärät ja/tai haitta-aineiden kokonaismäärät alueen eri osissa				
määräarvioiden laskentaperusteet				
<b>KÄSITTEELLINEN MALLI</b>				
<b>Päästö- ja altistumislähteet</b>				
haitta-aineet pintamaassa				
haitta-aineet vajovesikerroksessa				
haitta-aineet pohjaveden pinnan alapuolella (kokonaan, osittain, ajoittain)				
haitta-aineet liuenneena pohjavedessä (pohjaveden haitta-ainepluumi)				
haitta-aineet rakennusten alapuolella tai läheisyydessä				
haitta-aineiden pidättyminen maa-ainekseen ja irtoaminen siitä ( $K_d$ )				
haitta-aineiden haihtuminen huokoskaasuun				
haitta-aineiden liukeneminen huokosveteen				
haitta-aineiden liukeneminen vajoveteen				
esiintyminen omana nestefaasina, NAPL (jäännösfaasi ja/tai vapaa faasi)				
muuntuminen/biohajoaminen päästölähteessä				
arvio pitoisuuksien alueellisista ja ajallisista vaihteluista (heterogeenisuus)				
arvio tutkimusten edustavuudesta päästölähteiden karakterisoimiseksi				
arvio tutkimusten edustavuudesta pohjavesipluumin karakterisoimiseksi				
kirjallisuustietojen lähteet				
<b>Mahdolliset kulkeutumisreitit ja -mekanismit</b>				
sitoutuminen ilman hiukkasiin ja kulkeutuminen pölyn mukana (pintamaa)				
kulkeutuminen kaasuna hengitysilmaan (ulkoilma ja rakennusten sisäilma)				
kulkeutuminen vajoveden mukana pohjaveteen (liukoiset aineet)				
pidättyminen maa-ainekseen vajovesikerroksessa ( $K_{d2}$ )				
huuhtoutuminen suoraan pohjaveteen (päästölähde pv-pinnan alapuolella)				
kulkeutuminen pohjavedessä liukoisena (advektio, dispersio ja diffuusio)				
kulkeutuminen veden mukana hiukkasiin tai kolloideihin sitoutuneena				
kulkeutuminen pintavesiin pintamaasta huuhtoutumalla/pintavaluntana				
kulkeutuminen pintavesiin pohjaveden mukana				
kulkeutuminen erillisenä nestefaasina (vapaa NAPL)				
kulkeutuminen vesijohtoveteen				

muuntuminen/biohajoaminen kulkeutumisreitillä (huokoskaasu, pohjavesi)				
kertyminen kasveihin ja/tai eläimiin (maaperä, maa-, pohja- ja pintavesi)				
leviäminen ja kulkeutuminen ihmistoiminnan vaikutuksesta (esim. kaivut)				
kulkeutuminen poikkeustilanteissa (esim. tulviminen, rakenteiden rikkoutuminen)				
muut mahdollisesti merkittävät kulkeutumisreitit ja –mekanismit				
kirjallisuustietojen lähteet				
<b>Mahdolliset altistumisreitit ja –tilanteet</b>				
maan nieleminen (tahaton nieleminen ja/tai tahallinen maansyönti; pintamaa)				
altistuminen ihon kautta (läpäisevät aineet; pintamaa)				
altistuminen maapölylle hengityksen kautta (ulkoilma ja/tai sisäilma; pintamaa)				
altistuminen ulkoilman haihtuville yhdisteille				
altistuminen sisäilman haihtuville yhdisteille				
altistuminen pohjaveden kautta				
altistuminen vesijohtoveden kautta				
altistuminen ravinnon kautta (marjat, sienet, kohteessa viljeltävät kasvit)				
altistuminen pintaveden ja/tai sedimentin kautta (uinti, käyttö pesuvetenä)				
muut mahdollisesti merkittävät altistumisreitit ja –tilanteet				
kirjallisuustietojen lähteet				
<b>KULKEUTUMISRISKIEN ARVIOINTI</b>				
tavoitteet ja rajaukset				
tarkastellut haitta-aineet ja niiden valintaperusteet				
tarkastellut kulkeutumisreitit ja niiden valintaperusteet				
arviointialueiden määrittely perusteluineen				
käytetyt arviointimenetelmät ja niiden kuvaus				
keskeiset lähtötiedot (mm. pitoisuudet ja muut kohdetutkimusten tulokset)				
arvio lähtötietojen edustavuudesta				
käytettyjen laskentamenetelmien teoreettinen perusta (mm. yleiset periaatteet, lähtöoletukset ja keskeiset laskentayhtälöt)				
laskentojen keskeiset syöttötiedot ja niiden valintaperusteet				
arvioinnissa käytetyt vertailuarvot ja niiden valintaperusteet				
arviodut ja mitatut pitoisuudet eri kulkeutumisreiteillä ja ympäristönosissa				
arvio alueen ulkopuolelle kulkeutuvista haitta-aineiden kokonaismäärästä				
arvio vertailuarvojen ylittymisestä				
muut arviointitulokset				
kulkeutumisriskien ajallisen ulottuvuuden tarkastelu				
kulkeutumisriskien arvioinnin epävarmuustarkastelu				



arvio kulkeutumisriskien suuruudesta ja merkittävyydestä				
arvioinnin tarkentamistarve kulkeutumisriskien osalta				
riskinhallinnan tarve kulkeutumisriskien osalta				
kirjallisuustietojen lähteet				
<b>TERVEYSRISKIEN ARVIOINTI</b>				
tavoitteet ja rajaukset				
tarkastellut haitta-aineet ja niiden valintaperusteet				
tarkastellut altistumisreitit ja niiden valintaperusteet				
tarkastellut kohderyhmät ja niiden valintaperusteet				
arviointialueiden määrittely perusteluineen				
käytetyt arviointimenetelmät				
keskeiset lähtötiedot (mm. pitoisuudet ja muut kohdetutkimusten tulokset)				
arvio lähtötietojen edustavuudesta				
ohjearvojen soveltuvuus terveysriskien arviointiin kohteessa perusteluineen				
käytettyjen laskentamenetelmien teoreettinen perusta (mm. yleiset periaatteet, lähtöoletukset ja keskeiset laskentayhtälöt)				
laskentojen keskeiset syöttötiedot ja niiden valintaperusteet				
arvioinnissa käytetyt vertailuarvot ja niiden valintaperusteet				
arvoidut/lasketut saannit/annokset altistumisreittikohtaisesti				
eri altistumisreittien kautta laskettu kokonaissaanti/-annos				
arvio vertailuarvojen ylittymisestä				
arvio tausta-altistuksesta				
arvio mahdollisista haitallisista yhteisvaikutuksista				
terveysriskien arvioinnin epävarmuustarkastelu				
arvio terveysriskien suuruudesta ja merkittävyydestä				
arvioinnin tarkentamistarve terveysriskien osalta				
riskinhallinnan tarve terveysriskien osalta				
kirjallisuustietojen lähteet				
<b>EKOLOGISTEN RISKIEN ARVIOINTI</b>				
tavoitteet ja rajaukset				
tarkastellut haitta-aineet ja niiden valintaperusteet				
tarkastellut eliö-/kohderyhmät ja niiden valintaperusteet				
arviointialueiden määrittely perusteluineen				
käytetyt arviointimenetelmät ja niiden kuvaus				
keskeiset lähtötiedot (mm. pitoisuudet ja muut kohdetutkimusten tulokset)				
arvio lähtötietojen edustavuudesta				

ohjearvojen soveltuvuus ekologisten riskien arviointiin kohteessa perusteluineen				
muiden käytettyjen menetelmien soveltuvuus ekologisten riskien arviointiin kohteessa perusteluineen				
arvioinnissa käytetyt vertailuarvot ja niiden valintaperusteet				
arvio vertailuarvojen ylittymisestä				
arvio mahdollisista haitallisista yhteisvaikutuksista				
ekologisten riskien arvioinnin epävarmuustarkastelu				
arvio ekologisten riskien suuruudesta ja merkittävydestä				
arvioinnin tarkentamistarve ekologisten riskien osalta				
riskinhallinnan tarve ekologisten riskien osalta				
kirjallisuustietojen lähteet				
<b>YHTEENVETO/JOHTOPÄÄTÖKSET</b>				
kulkeutumisriskien hyväksyttävyys				
terveysriskien hyväksyttävyys				
ekologisten riskien hyväksyttävyys				
riskinarvion epävarmuudet				
riskinarvion tarkentamistarve				
riskinhallinnan tarve				
muut suositukset jatkotoimenpiteiksi				

## LIITE 4: Haitallisten aineiden määrittämisessä käytettäviä standardimenetelmiä – kemialliset menetelmät

I/4

Pilaantuneen alueen tutkimusten tulee perustua standardisoituihin tai niitä luotettavuudeltaan vastaaviin menetelmiin. Siksi maaperä- ja pohjavesinäytteiden esikäsittelyssä ja analysoinnissa on pyrittävä käyttämään standardisoituja menetelmiä. Menetelmien soveltuvuus on osoitettava menetelmän validoinnilla ja tulosten vertailtavuus vertailukokeen, pienvertailun tai matriisivertailumateriaalin avulla. Myös standardeissa mainitsemattomia tekniikoita (esim. GC-MS/MS) voi hyödyntää silloin, kun menetelmän soveltuvuus ja tulosten vertailtavuus standardimenetelmällä saatuihin tuloksiin on osoitettu edellä mainituin keinoin. Lisäksi määrittämisessä on suositeltavaa käyttää akkreditoitua laboratoriota.

Mittaustulosten vertailtavuuden varmistamiseksi maaperän ja pohjaveden haitta-aineille on annettu yleiset suositukset analyysimenetelmistä ja määrittämisrajoista (taulukot 1A, 1B ja 2). Koska esikäsittelyllä on ratkaiseva rooli erityisesti maanäytteiden analysoinnissa, suositukset on annettu myös esikäsittelymenetelmistä.

Suomessa tulee käyttää ensisijaisesti kotimaisia (SFS) ja eurooppalaisia (EN) standardeja. Kansainvälisen standardisointijärjestön (ISO) standardimenetelmät ovat Suomessa luonteeltaan suosituksia, mutta niitä voidaan käyttää eurooppalaisten EN-standardien puuttuessa. Osa maaperään liittyvistä ISO-standardeista on vahvistettu tai vahvistetaan SFS-standardeiksi.

Maaperän tutkimusmenetelmiä käsittelevä SFS-käsikirja 190 julkaistaan neliosaisena kirjasarjana:

Osa 1: Ohjeistot<sup>1</sup>

Osa 2: Näytteenotto<sup>2</sup>

Osa 3: Kemialliset menetelmät<sup>3</sup>

Osa 4: Biologiset menetelmät<sup>4</sup>

Mainitut SFS-, EN- ja ISO-standardit ja käsikirjat ovat maksullisia ja niitä voi tilata esim. Suomen standardisoimisliiton (SFS) kautta<sup>5</sup>.

### Määrittämisrajoista

Menetelmäsuosituksissa ilmoitettuja määrittämisrajoja sovelletaan erityisesti silloin, kun haitta-aineiden pitoisuudet ovat lähellä päästöskenteossa käytettäviä vertailuarvoja kuten kynnysarvoa. Yleisenä suosituksena maanäytteille voidaan pitää, että määrittämisraja on korkeintaan 50 % käytettävästä vertailuarvosta.

Mikäli pohjavesinäytteiden tuloksia vietään ympäristöhallinnon rekistereihin tai muuten käytetään hyödyksi kemiallisen seurannan ohjelmissa, tulee noudattaa Valtioneuvoston asetuksen 868/2010 mukaisia vaatimuksia analyysimenetelmien suorituskyvylle, analyysitulosten laadun osoittamiselle ja tulosten tulkinnalle. Asetuksen mukaan mittausepävarmuus saa olla enintään 50 %

<sup>1</sup> SFS 2007. Maaperäntutkimusmenetelmät. Osa 1: Ohjeistot. Suomen Standardisoimisliitto, Helsinki. SFS-käsikirja 190-1.

<sup>2</sup> SFS 2012. Maaperäntutkimusmenetelmät. Osa 2: Näytteenotto. Suomen Standardisoimisliitto, Helsinki. SFS-käsikirja 190-2.

<sup>3</sup> SFS 2007. Maaperäntutkimusmenetelmät. Osa 3: Kemialliset määrittämismenetelmät. Suomen Standardisoimisliitto, Helsinki. SFS-käsikirja 190-3.

<sup>4</sup> SFS 2013. Maaperäntutkimusmenetelmät. Osa 4: Biologiset määrittämismenetelmät. Suomen Standardisoimisliitto, Helsinki. SFS-käsikirja 190-4.

<sup>5</sup> Suomen Standardisoimisliiton ([www.sfs.fi](http://www.sfs.fi)) kautta pystyy ostamaan ISO-, SFS-EN, ISO - ja SFS-ISO -standardeja (<http://sales.sfs.fi/sfs/>). Lisätietoa ajankohtaisista ympäristöalan standardisointiasioista löytyy Suomen ympäristökeskuksen sivuilta [www.syke.fi/standardisointi](http://www.syke.fi/standardisointi)

arvioituna asiaa koskevien ympäristölaatu-  
normien tasolla ja määräysraja saa olla enin-  
tään 30 % kyseisen ympäristölaatunormin  
arvosta. Myös Ympäristöhallinnon ohjeen  
4/2013<sup>6</sup> mukaiset laatusuositukset ympäris-  
töhallinnon vedenlaaturekistereihin vietävä-  
le tiedolle tulee huomioida. Taulukoon 2 on  
merkitty menetelmille näiden laatuvaatimus-  
ten mukaiset määräysrajat.

Määritysrajoja sovellettaessa on kuitenkin  
tärkeä huomioida tutkimuksen kokonaispä-  
varmuus ja mittaustulosten käyttötarkoitus.  
Esimerkiksi huomattavasti vertailuarvoja  
korkeampia pitoisuuksia määritettäessä ei ole  
ehdotonta tarvetta käyttää menetelmää, jolla  
päästään taulukoissa ilmoitettuihin määritys-  
rajoihin. Käytetyn menetelmän tulee kuiten-  
kin soveltua tutkittavalle pitoisuusalueelle ja  
määritysrajan tulisi olla vähintään määritys-  
menetelmän mittauserävarmuuden verran  
tavoitearvoa pienempi.

Osalla suositelluista standardimenetel-  
mistä todellinen määräysraja on korkeampi  
kuin suositeltava määräysraja. Menetelmillä  
on kuitenkin usein mahdollista analysoida  
pienempiä pitoisuuksia esimerkiksi uusien  
laitteiden ja tekniikoiden myötä ja siksi niitä  
on käytetty menetelmäsuosituksina. Uusia tai  
vaihtoehtoisia analyysitekniikoita käytettäessä  
menetelmän soveltuvuus ja tulosten vertail-  
tavuus on osoitettava yllä mainituin keinoin.

Haitta-aineiden summaparametreille on  
ilmoitettu taulukoissa 1B ja 2 määräysrajaksi  
yksittäisten yhdisteiden määräysrajojen sum-  
man maksimi. Summaparametria laskettaes-  
sa huomioidaan vain määräysrajalla olevat  
tai sen ylittävät tulokset. Summapitoisuuksien  
laskentatapa on ilmoitettava selkeästi  
tulosten tarkoituksenmukaista soveltamista  
varten. Maanäytteiden PCDD-PCDF-PCB-

pitoisuuksista ilmoitetaan riskinarviointia  
varten kaikki kolme eri laskentatavalla saa-  
tavaa kokonaispitoisuutta (upper-bound,  
middle-bound ja lower-bound).

### Suositukset maaperän ja pohjaveden haitallisten aineiden määrittämisessä käytettävistä menetelmistä

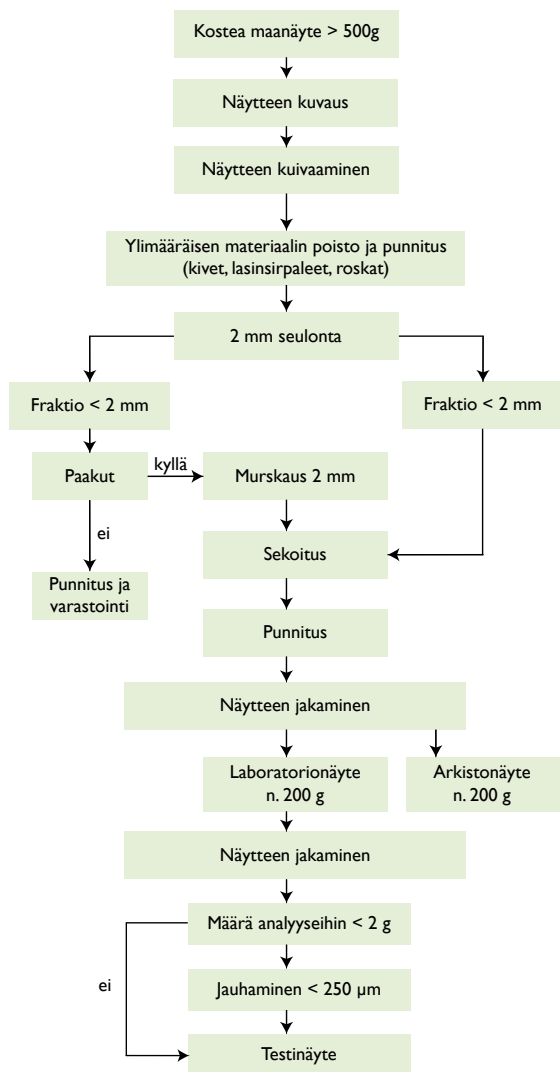
Maanäytteiden esikäsittelyä stabiileille ja ei-  
haihtuville yhdisteille on kuvattu SFS-ISO  
11464 -standardissa (Soil quality - Pretreat-  
ment of samples for physical-chemical ana-  
lyses; kuva 1). Maanäytteen käsittelemiseksi  
orgaanisten haihtuvien ja kohtalaisesti haih-  
tuvien aineiden mittausta varten on olemas-  
sa SFS-ISO 14507 -standardi (Pretreatment of  
samples for the determination of organic con-  
taminants). Monissa menetelmästandardeissa  
kuvataan näytteiden esikäsittely tai viitataan  
muihin standardeihin.

Alkuaineiden pitoisuudet mitataan < 2 mm  
hiukkasfraktiosta<sup>7</sup>. Orgaanisten aineiden  
pitoisuudet määritetään yleensä uuttamalla  
seulomattomasta maanäytteestä. Mitatut  
haitta-ainepitoisuudet ilmoitetaan kuivapai-  
noa kohden.

Jos osa haitallisista aineista on sitoutuneena  
fraktioon, joka poistuu seulonnassa ylittinä,  
esimerkiksi ampumaradoilla luodit ja haulit,  
on näiden fraktioiden merkitys päätöksente-  
ossa arvioitava erikseen (esim. vaikutukset  
ympäristö- ja terveysriskeihin tai kaivettujen  
maa-ainesten käsittelykelpoisuuteen). Tällais-  
ten aineosien merkitys voi korostua esim. arvi-  
oitaessa pitkän aikavälin riskejä. Suuret kappä-

<sup>6</sup> Ohje on tällä hetkellä päivityksessä. Päivityksen il-  
mestyessä noudatetaan sen mukaista ohjeistusta.

<sup>7</sup> ISO 11464 Soil quality - Pretreatment of samples for  
physical-chemical analyses -standardin mukaisesti



Kuva 1. Maanäytteen esikäsittely (SFS-ISO 11464 Soil quality - Pretreatment of samples for physical-chemical analyses).

leet saattavat hajota ja murentua maaperässä, jolloin niiden haitallisten aineiden "varasto" muuttuu helpommin kulkeutuvaan muotoon.

Elohopea sekä monet orgaaniset haitalliset aineet ovat helposti haihtuvia. Tämä asettaa erityisvaatimuksia näytteiden käsittelylle. Mikäli näytettä ei mitata kentällä, on se pyrittävä toimittamaan laboratorioon mahdollisimman pikaisesti. Yleensäkin orgaanisia haitta-aineita sisältävien näytteiden turhaa käsittelyä kentällä tulee välttää. Haihtuvien yhdisteiden kohdalla suositellaan metanoli-kestävöintiä kentällä. Erityisesti vinyylikloridin kohdalla tulee käyttää metanoli-kestävöityä näytteenottoastiaa.

Alkuaineiden määrittämisessä ISO suosittelee kuningasvesiuuttoa. Epäorgaanisista haitallisista aineista pyritään uuttamaan muut kuin vaikeasti silikaattimineraaleihin sitoutuneet metallit. Kuningasvesiuuttoa on käytetty mm. GTK:n toteuttamassa Suomen geokemiallisessa kartoituksessa. Typpihappouuttoa on käytetty usein lietteen metallimäärittämisessä. Eri uuttomenetelmillä saadut tulokset voivat erikoistapauksissa poiketa huomattavasti toisistaan, joskin ne ovat pääsääntöisesti identtisiä. Esikäsittelymenetelmäksi suositellaan kuitenkin vain kuningasvesiuuttoa.

Bensiinijae ( $C_5$ - $C_{10}$ ) määritetään headspace-GC-MS-tekniikalla (HS-GC-MS) kokonaisuuskromatogrammin (TIC) avulla. Bensiinijakeeseen lasketaan kuuluvaksi kaikki ne yhdisteet, joiden signaali on tällä tekniikalla n-pentaanin ja n-dekaanin välillä. n-Pentaanin ja n-dekaanin signaalit lasketaan mukaan bensiinijakeeseen. Kalibrointi tehdään useamman hiilivedyn seoksella, joka sisältää n-alkaanien lisäksi iso- ja sykoalkaaneja sekä aromaattisia hiilivetyjä. Standardiluonnoksessa prEN ISO 16558-1 on lueteltu kalibrointiin sopivia yhdisteitä. Standardiluonnoksen voi ostaa SFS:stä.

Taulukko 1A. Suositeltavat menetelmät ja määrittämisrajat metallien, puolimetallien ja muiden epäorgaanisten haitallisten aineiden määrittämiseksi maaperästä. Määrittämisrajan merkitys arvioidaan tapauskohtaisesti.

Aine (symboli)	Esikäsittelymenetelmä	Analysointimenetelmä	Määrittämisraja mg/kg ka
<b>Metallit ja puolimetallit</b>			
Antimoni (Sb)	ISO 12914:2012 SFS-EN 16174:2012 SFS-ISO 11466:2007	SFS-ISO 22036:2013 CEN/TS 16171:2012	0,5
Arseeni (As)	ISO 12914:2012 SFS-EN 16174:2012 SFS-ISO 11466:2007	SFS-ISO 22036:2013 CEN/TS 16171:2012	1
Elohopea (Hg)	SFS-EN 16174:2012 SFS-ISO 11466:2007	SFS-ISO 16772:2007	0,2
Kadmium (Cd)	ISO 12914:2012 SFS-EN 16174:2012 SFS-ISO 11466:2007	SFS-ISO 22036:2013 CEN/TS 16171:2012	0,5
Koboltti (Co)	ISO 12914:2012 SFS-EN 16174:2012 SFS-ISO 11466:2007	SFS-ISO 22036:2013 CEN/TS 16171:2012	10
Kromi (Cr)	ISO 12914:2012 SFS-EN 16174:2012 SFS-ISO 11466:2007	SFS-ISO 22036:2013 CEN/TS 16171:2012	50
Kupari (Cu)	ISO 12914:2012 SFS-EN 16174:2012 SFS-ISO 11466:2007	SFS-ISO 22036:2013 CEN/TS 16171:2012	50
Lyijy (Pb)	ISO 12914:2012 SFS-EN 16174:2012 SFS-ISO 11466:2007	SFS-ISO 22036:2013 CEN/TS 16171:2012	30
Nikkeli (Ni)	ISO 12914:2012 SFS-EN 16174:2012 SFS-ISO 11466:2007	SFS-ISO 22036:2013 CEN/TS 16171:2012	20
Sinkki (Zn)	ISO 12914:2012 SFS-EN 16174:2012 SFS-ISO 11466:2007	SFS-ISO 22036:2013	100
Vanadiini (V)	ISO 12914:2012 SFS-EN 16174:2012 SFS-ISO 11466:2007	SFS-ISO 22036:2013 CEN/TS 16171:2012	50
<b>Muut epäorgaaniset</b>			
Syanidi (CN)	SFS-ISO 11262:2013 SFS-EN ISO 17380:2013	SFS-ISO 11262:2013 SFS-EN ISO 17380:2013	0,5

Taulukko IB. Suositeltavat menetelmät ja määrittämisrajat orgaanisten haitallisten aineiden määrittämiseksi maaperästä. Määrittämisrajoissa on otettu huomioon kynnysarvot tai niiden puuttuessa alempi ohjearvo. Määrittämisrajan merkitys arvioidaan tapauskohtaisesti.

Aine (symboli)	Analysointimenetelmä	Määrittämisraja mg/kg ka
<b>Aromaattiset hiilivedyt</b>		
Bentseeni	SFS-EN ISO 22155:2013	0,01
Tolueeni	SFS-EN ISO 22155:2013	0,01
Etyyliibentseeni	SFS-EN ISO 22155:2013	0,02
Σ Ksyleenit <sup>8</sup>	SFS-EN ISO 22155:2013	0,01
<i>Polyaromaattiset hiilivedyt</i>		
Antraseeni	SFS-ISO 18287:2007	0,5
Bentso(a)antraseeni	SFS-ISO 18287:2007	0,5
Bentso(a)pyreeni	SFS-ISO 18287:2007	0,1
Bentso(k)fluoranteeni	SFS-ISO 18287:2007	0,5
Fenantreeni	SFS-ISO 18287:2007	0,5
Fluoranteeni	SFS-ISO 18287:2007	0,5
Naftaleeni	SFS-ISO 18287:2007 SFS-EN ISO 22155:2013	0,5
Σ PAH <sub>16</sub> <sup>9</sup>	SFS-ISO 18287:2007	7,5
<i>PCBt, dioksiinit ja furaanit</i>		
Σ PCB <sub>7</sub> <sup>10</sup>	SFS-ISO 10382:2007 ISO 13876:2013	0,05
Σ PCDD-PCDF-PCB (WHO-TEQ) <sup>11</sup>	ISO 13914:2013	0,005 µg/kg
<b>Klooratut alifaattiset hiilivedyt</b>		
Dikloorimetaani	SFS-EN ISO 22155:2013	0,005
Vinyylkloridi	SFS-EN ISO 22155:2013 <sup>12</sup>	0,005
Σ Dikloorieteenit <sup>13</sup>	SFS-EN ISO 22155:2013	0,005
Triklloorieteeni	SFS-EN ISO 22155:2013	0,005
Tetrakloorieteeni	SFS-EN ISO 22155:2013	0,005
Klooribentseenit		
Σ Trikllooribentseenit <sup>14</sup>	SFS-ISO 10382:2007	0,05
Σ Tetraklooribentseenit <sup>15</sup>	SFS-ISO 10382:2007	0,05
Pentaklooribentseeni	SFS-ISO 10382:2007	0,05
Heksaklooribentseeni	SFS-ISO 10382:2007	0,005

<b>Kloorifenolit</b>		
$\Sigma$ mono-Kloorifenoli <sup>16</sup>	SFS-ISO 14154:2007	0,25
$\Sigma$ Dikloorifenolit <sup>17</sup>	SFS-ISO 14154:2007	0,25
$\Sigma$ Trikloorifenolit <sup>18</sup>	SFS-ISO 14154:2007	0,25
$\Sigma$ Tetrakloorifenolit <sup>19</sup>	SFS-ISO 14154:2007	0,25
Pentakloorifenoli	SFS-ISO 14154:2007	0,25
<b>Torjunta-aineet</b>		
Atratsiini	SFS-ISO 11264:2007	0,025
$\Sigma$ DDT, DDE ja DDD <sup>20</sup>	SFS-ISO 10382:2007	0,05
Dieldriini	SFS-ISO 10382:2007	0,025
Endosulfaani <sup>21</sup>	SFS-ISO 10382:2007	0,05
Heptakloori	SFS-ISO 10382:2007	0,005
Lindaani	SFS-ISO 10382:2007	0,005
$\Sigma$ TBT + TPT <sup>22</sup>	SFS-EN ISO 23161:2011	0,05
<b>Öljyhiilivetyjakeet, fraktiot ja oksygenaatit</b>		
$\Sigma$ MTBE + TAME <sup>23</sup>	SFS-EN ISO 22155:2013	0,05
Bensiinijakeet ( $C_5$ - $C_{10}$ ) <sup>24</sup>		50
Keskitisleet ( $>C_{10}$ - $C_{21}$ ) <sup>25</sup>	SFS-EN ISO 16703:2011	150
Raskaat öljyjakeet ( $>C_{21}$ - $C_{40}$ ) <sup>26</sup>	SFS-EN ISO 16703:2011	300
Öljyjakeet ( $>C_{10}$ - $C_{40}$ )	SFS-EN ISO 16703:2011	150
Alifaattiset fraktiot TPH_AL > EC5-EC6 TPH_AL > EC6-EC8 TPH_AL > EC8-EC10  Aromaattinen fraktio TPH_AR > EC8-EC10	prEN ISO 16558-1 <sup>27</sup>	
Alifaattiset fraktiot TPH_AL > EC10-EC12 TPH_AL > EC12-EC16 TPH_AL > EC16-EC35  Aromaattiset fraktiot TPH_AR > EC10-EC12 TPH_AR > EC12-EC16 TPH_AR > EC16-EC21 TPH_AR > EC21-EC35	prEN ISO 16558-2 <sup>28</sup>	



<sup>8</sup> Orto, meta- ja para-ksyleenin summa. Meta- ja para-ksyleeni eluoituvat yhdessä. Määrittäysraja on ilmoitettu orto-ksyleenin ja meta/para-ksyleenin määrittäysrajojen summan maksimina.

<sup>9</sup> 16 PAH-yhdisteen summa: naftaleeni, asenaftteeni, asenaftyleeni, fluoreeni, antraseeni, fenantreeni, fluoranteeni, pyreeni, bentso(a)antraseeni, kryseeni, bentso(b)fluoranteeni, bentso(k)fluoranteeni, bentso(a)pyreeni, indeno(1,2,3-cd)pyreeni, dibentso(ah)antraseeni, bentso(ghi)peryleeni.

<sup>10</sup> PCB-kongeneerien 28, 52, 101, 118, 138, 153 ja 180 summa.

<sup>11</sup> Toksisuusekvivalenteilla (WHO 2005) kerrottujen dibentso-p-dioksiinien (PCDD, 7 kpl), dibentsofuraanien (PCDF, 10 kpl) ja koplanaaristen polykloorattujen bifenyyliden (PCB, 12 kpl) summa. Riskinarviointia varten ilmoitetaan kaikki kolme eri laskentatavalla saatavaa kokonaispitoisuutta. Ylempää pitoisuutta (upper-bound) laskettaessa kaikille määrittäysrajan (LOQ) alittaville yhdisteille annetaan määrittäysraja vastaava arvo ja keskitason pitoisuutta (medium-bound) laskettaessa niille annetaan ½ LOQ:ta vastaava arvo. Alempaa pitoisuutta (lower-bound) laskettaessa LOQ alittaville yhdisteille annetaan arvoksi nolla.

<sup>12</sup> Vaikka vinyylidikloridia ei mainita standardeissa, soveltuvat menetelmät sen määrittämiseen. Käytettävä menetelmä tulee validoida vinyylidikloridille. Näytteenotossa tulee käyttää metanolikestävyitä astiaa.

<sup>13</sup> 1,1-dikloorieteenin, cis-1,2-dikloorieteenin ja trans-1,2-dikloorieteenin summa.

<sup>14</sup> 1,3,5-triklooribentseenin, 1,2,4-triklooribentseenin ja 1,2,3-triklooribentseenin summa.

<sup>15</sup> 1,2,3,5-tetraklooribentseenin, 1,2,4,5-tetraklooribentseenin ja 1,2,3,4-tetraklooribentseenin summa.

<sup>16</sup> 2-monokloorifenolin, 3-monokloorifenoli ja 4-monokloorifenolin summa. Vaikka monokloorifenoleja ei mainita standardissa, soveltuu menetelmä niiden määrittämiseen.

<sup>17</sup> 2,3-dikloorifenolin, 2,4-dikloorifenolin, 2,5-dikloorifenolin, 2,6-dikloorifenolin, 3,4-dikloorifenolin ja 3,5-dikloorifenolin summa.

<sup>18</sup> 2,3,4-trikloorifenolin, 2,3,5-trikloorifenolin, 2,3,6-trikloorifenolin, 2,4,5-trikloorifenolin, 2,4,6-trikloorifenolin ja 3,4,5-trikloorifenolin summa.

<sup>19</sup> 2,3,4,5-tetrakloorifenolin ja 2,3,4,6-tetrakloorifenolin summa.

<sup>20</sup> Diklooridifenyylitrikloorietaanin (p,p'-DDT) ja sen metaboliatuotteiden (o,p'-DDT, p,p'-DDE, o,p'-DDE, o,p'-DDD ja p,p'-DDD) summa.

<sup>21</sup> α- ja β-endosulfaanin tekninen seos.

<sup>22</sup> Tributyylitinan ja trifenyylitinan summa.

<sup>23</sup> Metyyli-tert-butyylieetterin (MTBE) ja tert-amyylimetyylieetterin (TAME) summa.

<sup>24</sup> Bensiinijae (C5-C10) määritetään headspace-GC-MS-tekniikalla (HS-GC-MS) kokonaisionikromatogrammin (TIC) avulla. Bensiinijakeeseen lasketaan kuuluvaksi kaikki yhdisteet, joiden signaali on tällä tekniikalla n-pentaanin ja n-dekaanin välillä. n-Pentaanin ja n-dekaanin signaalit lasketaan mukaan bensinijakeeseen. Kalibrointi tehdään useamman hiilivedyn seoksella, joka sisältää n-alkaanien lisäksi iso- ja sykloalkaaneja sekä aromaattisia hiilivetyjä. Standardissa prEN ISO 16558-1 on lueteltu kalibrointiin sopivia yhdisteitä.

<sup>25</sup> Vaikka keskitislettä ei mainita standardissa voidaan sitä soveltaa keskitisleen määrittäyksessä. Määrittäysraja perustuu alempaan ohjearvoon.

<sup>26</sup> Vaikka raskasta öljyjaetta ei mainita standardissa voidaan sitä soveltaa raskaan öljyjakeen määrittäyksessä. Määrittäysraja perustuu alempaan ohjearvoon.

<sup>27</sup> prEN ISO 16558-1 Soil quality. Risk based petroleum hydrocarbons. Part 1: Determination of aliphatic and aromatic fractions of volatile petroleum hydrocarbons using gas chromatography (static headspace method) (ISO/DIS 16558-1:2013)

<sup>28</sup> prEN ISO 16558-2 - Soil quality. Risk-based petroleum hydrocarbons. Part 2: Determination of aliphatic and aromatic fractions of semi-volatile petroleum hydrocarbons using gas chromatography with flame ionisation detection (GC/FID) (ISO/DIS 16558-2:2013)

Taulukko 2. Suositeltavat määrittämenetelmät ja määrittäysrajat haitallisten aineiden määrittämiseksi pohjavesistä. Määrittäysrajoissa on otettu huomioon pohjaveden ympäristölaatu-normit. Määrittäysrajan merkitys arvioidaan tapauskohtaisesti. Ympäristöhallinnon ohjeita (4/2013) mukaiset määrittäysrajat on merkitty tähdellä \*.

Aine	Menetelmästandardi	Määrittäysraja µg/l
<b>Aromaattiset hiilivedyt</b>		
Bentseeni	SFS-ISO 11423-1:2011	0,15
Tolueeni	SFS-ISO 11423-1:2011	3,6
Etyylibentseeni	SFS-ISO 11423-1:2011	0,3
Σ Ksyleenit <sup>29</sup>	SFS-ISO 11423-1:2011	3
<b>Polyaromaattiset hiilivedyt</b>		
Antraseeni	ISO 28540:2011	18
Naftaleeni	ISO 28540:2011 SFS-ISO 11423-1:2011	0,39
Bentso(a)pyreeni	ISO 28540:2011	0,0015
Σ PAH <sub>4</sub> <sup>30</sup>	ISO 28540:2011	0,015
<b>Polyklooratut bifenyylit</b>		
Σ PCB <sub>7</sub> <sup>31</sup>	SFS-EN ISO 6468:1997	0,0045
<b>Polyklooratut hiilivedyt</b>		
Σ Trikloorieteeni ja tetrakloorieteeni	SFS-ISO 11423-1:2011 SFS-EN ISO 10301:1997	1,5
Σ 1,2-dikloorieteeni (cis- ja trans-isomeerit)	SFS-ISO 11423-1:2011 SFS-EN ISO 10301:1997	7,5
1,2-dikloorietaani	SFS-ISO 11423-1:2011	0,45
Dikloorimetaani (metyleenikloridi)	SFS-ISO 11423-1:2011	3,0
Vinyylkloridi	SFS-ISO 11423-1:2011	0,045
Hiilitetrakloridi	SFS-ISO 11423-1:2011 SFS-EN ISO 10301:1997	0,6
Kloroformi (trikloorimetaani)	SFS-ISO 11423-1:2011 SFS-EN ISO 10301:1997	30
<b>Klooribentseenit</b>		
Klooribentseeni	SFS-ISO 11423-1:2011	0,9
1,2-diklooribentseeni	SFS-ISO 11423-1:2011	0,09
1,4-diklooribentseeni	SFS-ISO 11423-1:2011	0,03
Σ Triklooribentseeni (1,2,3-, 1,2,4- ja 1,3,5-triklooribentseeni)	SFS-ISO 11423-1:2011 SFS-EN ISO 6468:1997	0,75

Pentaklooribentseeni	SFS-EN ISO 6468:1997	0,36
Heksaklooribentseeni	SFS-EN ISO 6468:1997	0,0072
<b>Kloorifenolit</b>		
Σ Monokloorifenolit <sup>32</sup>	ISO 8165-2:1999	0,015
Σ Dikloorifenolit <sup>33</sup>	ISO 8165-2:1999	0,81
Σ Tri-, tetra- ja pentakloorifenoli <sup>34</sup>	SFS-EN 12673:1999 ISO 8165-2:1999	1,5
<b>Oksygenaattit</b>		
MTBE (metyyli-tert-butyylieetteri)	SFS-ISO 11423-1:2011	2,2
TAME (tert-amyylimetyylieetteri)	SFS-ISO 11423-1:2011	18
Öljyakeet (C10-C40)	SFS-EN ISO 9377-2:2001	15
<b>Metallit</b>		
Elohopea	SFS-EN ISO 12846:2012 SFS-EN ISO 17852:2008	0,005*
Kadmium	SFS-EN ISO 5961:1995 SFS-EN ISO 17294-2:2005 SFS-EN ISO 15586:2004	0,01*
Koboltti	SFS-EN ISO 17294-2:2005	0,05*
Kromi	SFS-EN ISO 17294-2:2005	0,05*
Kupari	SFS-EN ISO 17294-2:2005	0,05*
Lyijy	SFS-EN ISO 17294-2:2005 SFS-EN ISO 11885:2009	0,05*
Nikkeli	SFS-EN ISO 17294-2:2005	0,05*
Sinkki	SFS-EN ISO 17294-2:2005	0,5*
<b>Puolimetallit</b>		
Antimoni	SFS-EN ISO 17294-2:2005	0,1*
Arseeni	SFS-EN ISO 17294-2:2005	0,1*
<b>Muut</b>		Huom. yksikkö
Ammonium NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> tai Ammoniumtyppi NH <sub>4</sub> N	SFS 3032:1976 ISO 7150-1:1984 SFS-EN ISO 11732:2005	5 µg/l*
Kloridi	SFS-EN ISO 10304-1:2009	0,5 mg/l *
Sulfaatti	SFS-EN ISO 10304-1:2009	0,5 mg/l*

<sup>24</sup> Bensiinijae (C5-C10) määritetään headspace-GC-MS-tekniikalla (HS-GC-MS) kokonaisionikromatogrammin (TIC) avulla. Bensiinijakeeseen lasketaan kuuluvaksi kaikki yhdisteet, joiden signaali on tällä tekniikalla n-pentaanin ja n-dekaanin välillä. n-Pentaanin ja n-dekaanin signaalit lasketaan mukaan bensinijakeeseen. Kalibrointi tehdään useamman hiilivedyn seoksella, joka sisältää n-alkaanien lisäksi iso- ja sykloalkaaneja sekä aromaattisia hiilivetyjä. Standardissa prEN ISO 16558-1 on lueteltu kalibrointiin sopivia yhdisteitä.

<sup>25</sup> Vaikka keskitislettä ei mainita standardissa voidaan sitä soveltaa keskitisleen määrittämisessä. Määrittämisraja perustuu alempaan ohjeeseen.

<sup>26</sup> Vaikka raskasta öljyettä ei mainita standardissa voidaan sitä soveltaa raskaan öljyjakeen määrittämisessä. Määrittämisraja perustuu alempaan ohjeeseen.

<sup>27</sup> prEN ISO 16558-1 Soil quality. Risk based petroleum hydrocarbons. Part 1: Determination of aliphatic and aromatic fractions of volatile petroleum hydrocarbons using gas chromatography (static headspace method) (ISO/DIS 16558-1:2013)

<sup>28</sup> prEN ISO 16558-2 - Soil quality. Risk-based petroleum hydrocarbons. Part 2: Determination of aliphatic and aromatic fractions of semi-volatile petroleum hydrocarbons using gas chromatography with flame ionisation detection (GC/FID) (ISO/DIS 16558-2:2013)

<sup>29</sup> Orto, meta- ja para-ksyleenin summa. Meta- ja para-ksyleeni eluoituvat yhdessä. Määrittämisraja on ilmoitettu orto-ksyleenin ja meta/para-ksyleenin määrittämisrajojen summan maksimina.

<sup>30</sup> Bentso(b)fluoranteenin, bentso(k)fluoranteenin, bentso(g,h,i)peryleenin ja indeno-(1,2,3-cd)-pyreenin summa.

<sup>31</sup> PCB-kongeneerien 28, 52, 101, 118, 138, 153 ja 180 summa.

<sup>32</sup> 2-monokloorifenolin, 3-monokloorifenolin ja 4-monokloorifenolin summa.

<sup>33</sup> 2,3-dikloorifenolin, 2,4-dikloorifenolin, 2,5-dikloorifenolin, 2,6-dikloorifenolin, 3,4-dikloorifenolin ja 3,5-dikloorifenolin summa.

<sup>34</sup> 2,3,4-trikloorifenolin, 2,3,5-trikloorifenolin, 2,3,6-trikloorifenolin, 2,4,5-trikloorifenolin, 2,4,6-trikloorifenolin, 3,4,5-trikloorifenolin, 2,3,4,5-tetrakloorifenolin, 2,3,4,6-tetrakloorifenolin ja pentakloorifenolin summa.

## LIITE 5: Haitta-aineiden ympäristöominaisuuksien luokittelukriteerit

1/5

Taulukko A. Haitta-aineen akuutti myrkyllisyys nisäkkäille nieltynä (oraali) ja ihon kautta (dermaali) sekä hengitettynä (inhalaatio) (Nikunen 2002).

Välitön, nielty LD <sub>50</sub> * (mg/kg ruumiinpaino)	Välitön, iho LD <sub>50</sub> * (mg/kg ruumiinpaino)	Välitön, hengitetty LC <sub>50</sub> (mg/l ilmaa, 4h), liuottimet, höyryt	Välitön, hengitetty, LC <sub>50</sub> (mg/l ilmaa, 4h), aerosolit, hiukkaset	Ryhmittely
< 25	< 50	< 0,5	< 0,25	erittäin myrkyllistä
25 – 200	50 - 400	0,5 - 2	0,25 - 1	myrkyllistä
200 - 2000	400 - 2000	2 - 20	1 - 5	haitallista
> 2000	> 2000	> 20	> 5	hyvin lievästi myrkyllistä

Taulukko B. Haitta-aineen akuutti ja pitkäaikainen myrkyllisyys vesieläimille (leville, kaloille ja vesikirpuille) (Nikunen 2002).

Akuutti myrkyllisyys LC/EC/IC <sub>50</sub> * mg/l	Pitkäaikainen myrkyllisyys NOEC, mg/l	Ryhmittely
< 1	<0,1	erittäin myrkyllistä
1 – 10	0,1 - 1	myrkyllistä
10 – 100	1 - 10	haitallista
> 100	> 10	hyvin lievästi myrkyllistä

Taulukko C. Haitta-aineen myrkyllisyys lieroille, linnuille ja mehiläisille (Nikunen 2002).

Liero LC50, mg/kg*	Lintu, akuutti, nielty LD50, mg/kg	Lintu, ruokintakoe LC50, mg/kg**	Mehiläinen, akuutti, oraali LD50, µg/eliö	Ryhmittely
< 1	< 10	< 50	< 0,1	erittäin myrkyllistä
1 – 10	10 – 50	50 – 500	0,1 – 1	myrkyllistä
10 – 100	50 – 500	500 – 1000	1 – 10	kohtalaisen myrkyllistä
100 – 1000	500 – 2000	1000 – 5000	10 – 100	lievästi myrkyllistä
> 1000	> 2000	> 5000	> 100	hyvin lievästi myrkyllistä

\* mg/kg maata (kuivapaino)

\*\* mg/kg ravintoa

muut mg/eliön painokilo

Taulukko D. Haitta-aineiden hajoavuuden luokittelu puoliintumisaian (T<sub>50</sub>) perusteella (Nikunen 2002).

nopeasti hajoava	T <sub>50</sub> < 1 viikko
kohtalaisen nopeasti hajoava	T <sub>50</sub> 1 viikko – 1 kuukausi
kohtalaisen hitaasti hajoava	T <sub>50</sub> 1 - 3 kuukautta
hitaasti hajoava	T <sub>50</sub> 3 – 8 kuukautta
erittäin hitaasti hajoava	T <sub>50</sub> > 8 kuukautta

Taulukko E. Haitta-aineiden luokittelu vesiliukoisuuden perusteella (Nikunen 2002).

Vesiliukoisuus S (mg/l)	Ryhmittely
> 1000	hyvin liukeneva
10 – 1000	liukeneva
0,1 – 10	niukkaliukoinen
< 0,1	hyvin niukkaliukoinen

Taulukko F. Haitta-aineiden luokittelu kulkeutuvuuden perusteella. Jakaantumiskerroin veden ja orgaanisen hiilen välillä  $K_{oc}$  ja adsorptiokerroin  $K_d$ .  $K_d$ -arvo on esimerkki maalle, joka sisältää 1,5 % orgaanista hiiltä (Nikunen 2002).

$K_{oc}$ -arvo	$K_d$ -arvo	Ryhmittely
< 50	< 0,75	erittäin kulkeutuva
50 – 150	0,75 - 2,25	helposti kulkeutuva
150 - 500	2,25 - 7,5	kohtalaisen kulkeutuva
500 - 2000	7,5 - 30	hieman kulkeutuva
2000 - 5000	30 - 75	heikosti kulkeutuva
> 5000	> 75	kulkeutumaton

Taulukko G. Haitta-aineiden haihtuvuuden luokittelu höyrynpaineen perusteella (Nikunen 2002).

Höyrynpaine Pa (20 – 25 °C)	Ryhmittely
>100	erittäin haihtuva
1 – 100	haihtuva
$10^{-2}$ – 1	kohtalaisen haihtuva
$10^{-4}$ – $10^{-2}$	heikosti haihtuva
< $10^{-4}$	hyvin heikosti haihtuva

Taulukko H. Haitta-aineiden haihtuvuus vesiliuoksesta (Nikunen 2002).

Henryn lain vakio atm m <sup>3</sup> /mol	Henryn lain vakio Pa m <sup>3</sup> /mol	Haihtuvuus vesiliuoksesta
> $10^{-3}$	> 100	erittäin helposti haihtuva
$10^{-5}$ – $10^{-3}$	1 – 100	helposti haihtuva
$10^{-7}$ – $10^{-5}$	0,01 - 1	heikosti haihtuva
< $10^{-7}$	< 0,01	hyvin heikosti haihtuva

Taulukko I. Haitta-aineen kertyvyyden luokittelu n-oktanoli-vesi -jakautumiskertoimen ( $K_{ow}$ ) ja bio-konsentraatiokertoimen (BCF) perusteella (Nikunen 2002).

$K_{ow}$	log $K_{ow}$	BCF	Ryhmittely
> 1000	> 3	> 100	hieman kertyvää*
> 10 000	> 4	> 2000	kohtalaisen kertyvää
> 100 000	> 5	> 5000	erittäin kertyvää**

\* luokitteluperusteena myös R53 (" voi aiheuttaa pitkäaikaisia haittavaikutuksia vesiympäristössä")

\*\* raja myös VB -yhdisteille (= very bioaccumulative)

## LIITE 6: Haitta-aineiden fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia kuvaavien muuttujien oletusarvoja

1/6

Taulukko 1. Maa-maavesi -jakautumiskertoimen ( $K_d$ ) ja biokertyvyystekijän (BCF) oletusarvoja.  
Lähteet: Naturvårdsverket 2009 ( $K_d$ ) ja Otte ym. 2001 (BCF, kulutuspainotettu keskiarvo).

Aine	$K_d$ l/kg	BCF [mg/kg <sub>kasvi_kp</sub> / mg/kg <sub>maa_kp</sub> ]
Antimoni	80	-
Arseeni	300	0,009
Barium	1200	0,017
Elohopea	300	0,15
Kadmium	200	0,31
Koboltti	300	0,58
Kromi (kok.)	1500	0,011
Kupari	600	0,2
Lyijy	1800	0,017
Molybdeeni	80	0,12
Nikkeli	300	0,028
Sinkki	600	0,18
Vanadiini	1000	-
Syanidi (kok.)	100	-

Taulukko 2. Maa-maavesi -jakautumiskertoimen ( $K_d$ ) ja biokertyvyystekijän (BCF; root = juuri; stem = varsi) oletusarvot ohjearvojen määrittämisessä (Reinikainen 2007).

Aine	$K_d$ l/kg	BCF <sub>root</sub> [mg/kg <sub>kasvi_kp</sub> / mg/kg <sub>maa_kp</sub> ]	BCF <sub>stem</sub> [mg/kg <sub>kasvi_kp</sub> / mg/kg <sub>maa_kp</sub> ]
Antimoni	85	0,6	0,9
Arseeni	98	0,015	0,3
Barium	60	0,005	0,1
Elohopea	3300	0,015	0,03
Kadmium	190	0,15	0,7
Koboltti	120	0,015	0,03
Kromi	4800	0,002	0,02
Kupari	540	0,1	0,1
Lyijy	2380	0,001	0,03
Molybdeeni	20	0,015	0,3
Nikkeli	560	0,07	0,1
Seleen	20	1	1
Sinkki	250	0,1	0,4
Vanadiini	309	0,3	0,3

Taulukko 3. Orgaanisten haitta-aineiden fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia kuvaavien muuttujien oletusarvoja (lähteet: Otte ym. 2001; Reinikainen 2007)

2/6

Aine	M mg/l	S Pa	V <sub>p</sub> g/mol	H [-]	logK <sub>ow</sub> [-]	logK <sub>oc</sub> [-]	D <sub>a</sub> m <sup>2</sup> /h	D <sub>w</sub> m <sup>2</sup> /h
Bentseeni	78,1	1,99E+03	9,51E+03	1,59E-01	2,13	1,87	2,95E-02	3,55E-06
Tolueneeni	92,1	6,11E+02	2,96E+03	1,90E-01	2,73	2,09	2,65E-02	3,27E-06
Etylibentseeni	106	1,59E+02	9,53E+02	2,70E-01	3,15	2,53	2,43E-02	3,05E-06
Ksyleenit	106	2,09E+02	7,76E+02	1,68E-01	3,16	2,41	2,43E-02	3,05E-06
MTBE	882	2,89E+04	1,76E+04	2,28E-02	0,94	1,13	3,34E-02	3,34E-06
Antraseeni	178	7,13E-02	9,31E-04	9,89E-04	4,45	4,3	3,00E-02	2,35E-06
Bentso(a)antraseeni	228	1,16E-02	2,07E-07	1,73E-06	5,54	5,79	3,00E-02	2,08E-06
Bentso(a)pyreeni	252	8,42E-04	1,25E-07	1,60E-05	6,13	5,82	3,00E-02	1,98E-06
Bentso(k)fluoranteeni	252	4,84E-04	1,24E-08	2,76E-06	6,11	6,24	3,00E-02	1,98E-06
Fenantreeni	178	8,50E-01	1,51E-02	1,35E-03	4,47	4,23	3,00E-02	2,35E-06
Fluoranteeni	202	2,01E-01	3,80E-03	1,63E-03	5,16	5,18	3,00E-02	2,21E-06
Naftaleeni	128	3,18E+01	6,83E+00	1,17E-02	3,3	2,98	2,31E-02	2,77E-06
TPH_AL >EC5-EC6	81	2,80E+01	5,00E+04	4,70E+01	3,52	2,9	3,60E-02	3,60E-06
TPH_AL > EC6-EC8	100	4,20E+00	8,61E+03	5,00E+01	3,6	3,6	3,60E-02	3,60E-06
TPH_AL >EC8-EC10	130	3,25E-01	8,21E+02	5,50E+01	3,69	4,5	3,60E-02	3,60E-06
TPH_AL >EC10-EC12	160	2,61E-02	7,90E+01	6,00E+01	3,76	5,4	3,60E-02	3,60E-06
TPH_AL >EC12-EC16	200	5,90E-04	3,55E+00	6,90E+01	3,85	6,7	3,60E-02	3,60E-06
TPH_AL >EC16-EC35	270	9,99E-07	1,72E-01	8,70E+01	3,97	8,8	3,60E-02	3,60E-06
TPH_AR >EC8-EC10	120	6,50E+01	8,21E+02	3,90E-01	3,55	3,2	3,60E-02	3,60E-06
TPH_AR >EC10-EC12	130	2,50E+01	7,90E+01	1,30E-01	3,58	3,4	3,60E-02	3,60E-06
TPH_AR >EC12-EC16	150	5,80E+00	3,55E+00	2,80E-02	3,61	3,7	3,60E-02	3,60E-06
TPH_AR >EC16-EC21	19	6,50E-01	1,72E-01	1,90E-03	3,66	4,2	3,60E-02	3,60E-06
TPH_AR >EC21-EC35	240	6,60E-03	1,70E-05	1,70E-05	3,74	5,1	3,60E-02	3,60E-06
PCBt	328	6,30E-03	5,20E-04	1,13E-02	6,8	5,61	3,00E-02	1,73E-06
PCDD-PCDF-PCB	322	3,00E-04	1,40E-06	6,50E-04	5,18	3,92	1,75E-02	1,75E-06
Dikloorimetaani	84,9	1,80E+04	4,30E+04	8,61E-02	1,25	1,22	3,00E-02	3,41E-06
Vinyylikloridi	62,5	4,28E+02	2,98E+05	1,85E+01	1,52	1,56	3,00E-02	3,97E-06
Dikloorieteenit	97	7,76E+02	1,55E+04	8,21E-01	1,27	1,82	3,19E-02	3,19E-06
Trikloorieteenit	131	1,16E+03	5,81E+03	2,78E-01	2,61	2,06	2,75E-02	2,74E-06
Tetrakloorieteenit	166	1,19E+02	1,57E+03	9,29E-01	3,4	2,42	2,51E-02	2,44E-06
Triklooribentseenit	181	1,23E+01	5,47E+01	2,54E-01	4,13	3,48	2,07E-02	2,33E-06
Tetraklooribentseenit	216	2,04E+00	1,52E+00	7,66E-02	4,63	3,72	3,00E-02	2,14E-06
Pentaklooribentseeni	250	3,23E-01	4,52E-01	1,49E-01	5,18	3,92	3,00E-02	1,98E-06
Heksaklooribentseeni	285	1,17E-02	6,13E-04	6,36E-03	5,73	4,06	3,00E-02	1,86E-06
Monokloorifenolit	129	8,11E+03	3,66E+02	2,47E-04	2,34	2,14	3,00E-02	2,76E-06
Dikloorifenolit	163	2,79E+02	4,01E+00	1,01E-03	3,08	2,63	3,00E-02	2,46E-06
Trikloorifenolit	198	1,24E+02	5,62E-01	3,42E-04	3,7	3,31	3,00E-02	2,23E-06
Tetrakloorifenolit	232	6,33E+00	4,54E-02	7,07E-04	4,07	3,42	3,00E-02	2,06E-06
Pentakloorifenoli	266	4,28E+00	8,53E-03	2,26E-04	5,12	3,2	3,00E-02	1,92E-06
Atratsiini	216	3,81E+01	2,70E-05	5,24E-08	2,61	2,2	3,00E-02	2,14E-06
DDT	355	6,48E-03	1,22E-05	2,84E-04	6,91	5,58	3,00E-02	1,67E-06
Dieldriini	381	2,99E-01	2,94E-05	1,60E-05	4,55	3,99	3,00E-02	1,61E-06
Endosulfaani	407	2,80E-01	7,49E-04	4,63E-04	3,73	3,11	1,56E-02	1,56E-06
Heptakloori	373	7,00E-01	3,97E-02	9,00E-02	5,43	4,45	1,63E-02	1,63E-06
Lindaani	291	5,81E+01	1,23E-03	2,61E-05	3,72	2,99	3,00E-02	1,84E-06
TBT	290	7,50E-01	9,07E-05	1,49E-05	3,64	4,1	1,84E-02	1,84E-06



## LIITE 7: Maaperän ohjearvojen perustana olevat viitearvot

1/7

Taulukko 1. Kynnys- ja ohjearvojen perustaksi määritetyt ekologiset viitearvot (SVP, SHPEko ja SHPTeko) ja näiden määrittämisessä käytetyt menetelmät (Reinikainen 2007).

AK = määritetty arviointikertoimella

T = määritetty tilastollisesti herkkyysjakaumalta

EqP = määritetty vesieliötestien tuloksista tasapainojakautumiskertoimella

Aine	SVP [mg.kg <sup>-1</sup> ]	SHPEko [mg.kg <sup>-1</sup> ]	SHPTeko [mg.kg <sup>-1</sup> ]	Menetelmä
Antimoni	0,2	26	52	AK
Arseeni	0,9	56	250	AK/AK/T
Barium	180	730	1460	T
Elohopea, epäorgaaninen	1,9	36	73	T
Elohopea, orgaaninen	0,037	3,7	7,4	AK
Kadmium	0,79	12	150	T
Koboltti	2,4	170	250	AK/T/T
Kromi (Cr3+)	0,38	120	210	AK/AK/T
Kupari	3,4	125	192	T
Lyijy	55	490	750	T
Molybdeeni	39	190	270	T
Nikkeli	0,26	65	120	AK
Seleen	0,1	4,5	9	EqP
Sinkki	16	210	340	T
Vanadiini	1,1	77	144	EqP
MTBE	2	34	68	EqP
Bentseeni	1,5	180	360	EqP
Tolueeni	0,14	47	94	AK
Etylibentseeni	6,2	400	800	EqP
Ksyleenit (summa)	0,13	17	34	EqP
Antraseeni	0,039	1,6	3,2	EqP
Bentso(a)antraseeni	0,025	2,5	5	AK
Bentso(a)pyreeni	0,052	7	14	AK
Bentso(k)fluoranteeni	0,38	38	76	EqP
Fenantreeni	3,3	31	62	EqP
Fluoranteeni	1	260	520	EqP
Naftaleeni	0,12	17	34	EqP
PAHtot	0,2	15	30	geom. ka.

PCB	0,18	14	28	AK/EqP/ EqP
PCDD-PCDF-PCB				
Dikloorimetaani	0,018	3,9	7,8	EqP/AK/ AK
Vinyylkloridi	-	-	-	-
Dikloorieteenit	0,28	65	130	EqP
Trikloorieteenit	0,0078	2,5	5	AK
Tetrakloorieteenit	0,05	16	32	EqP/AK/ AK
Triklooribentseenit	0,04	11	22	EqP/AK/ AK
Tetraklooribentseenit	0,022	2,2	4,4	AK
Pentaklooribentseeni	0,28	16	32	AK/EqP
Heksaklooribentseeni	0,024	2	4	EqP
Monokloorifenolit	0,034	5,4	10,8	EqP/AK
Dikloorifenolit	0,053	22	44	EqP/AK
Trikloorifenolit	0,17	22	44	EqP/AK
Tetrakloorifenolit	0,05	21,5	43	EqP/AK
Pentakloorifenoli	0,16	12	175	AK/AK/T
Atratsiini	0,0048	0,71	1,42	AK/EqP/ EqP
DDT	0,01	1	2	AK
Dieldriini	0,038	0,22	0,44	EqP/AK/ AK
Endosulfaani	0,001	0,5	1	EqP
Heptakloori	0,0007	0,15	0,3	AK/EqP/ EqP
Lindaani	0,001	1,2	2,4	AK
TBT	0,013	0,56	1,12	EqP
TPT	0,001	0,9	1,8	EqP

Taulukko 2. Ohjearvojen perustaksi määritetyt terveysperusteiset viitearvot ( $\text{SHP}_{\text{ter}}$ ,  $\text{SHPT}_{\text{ter}}$ ) ja merkittävimpien altistusreittien osuus lasketusta kokonaisaltituksesta näissä arvoissa (Reinikainen 2007).

Aine	$\text{SHP}_{\text{ter}}$ [mg.kg <sup>-1</sup> ]	Maan- syönti	Ravinto- kasvit	Sisä- ilma	$\text{SHPT}_{\text{ter}}$ [mg.kg <sup>-1</sup> ]	Maan- syönti	Sisä- ilma
Antimoni	8,8	2,4	97,5	<1	1 170	99,4	<1
Arseeni	424	46,6	53	<1	2920	99,4	<1
Barium	6490	2,4	97,5	<1	>10 000	99,4	<1
Elohopea	43	46,6	53	<1	292	99,4	<1
Kadmium	25	5,4	94,5	<1	1460	99,4	<1
Koboltti	592	46,6	53	<1	4100	99,4	<1
Kromi	3190	70,2	29,2	<1	>10 000	99,4	<1
Kupari	>10 000	14,4	85,5	<1	>10 000	99,4	<1
Lyijy	212 <sup>1)</sup>	85,5	14,3	<1	5260	99,4	<1
Molybdeeni	1430	15,7	84,1	<1	>10 000	99,4	<1
Nikkeli	1 190 <sup>2)</sup>	17,8	82,1	<1	4960	99,4	<1
Seleen	75	1,7	98,3	<1	>10 000	99,4	<1
Sinkki	>10 000	8,6	91,3	<1	>10 000	99,4	<1
Vanadiini	436	5,3	94,6	<1	>10 000	99,4	<1
MTBE	53	<1	8,5	91,0	267	<1	100,0
Bentseeni	0,2 <sup>2)</sup>	<1	3,7	94,9	0,96	<1	99,9
Tolueeni	6,7 <sup>2)</sup>	<1	6,8	91,7	28	<1	99,9
Etylibentseeni	10	<1	9,2	88,1	54	<1	99,9
Ksyleenit	18	<1	14,0	82,9	99	<1	99,9
Antraseeni	7160 <sup>3)</sup>	19,6	4,7	13,1	>10 000	61,6	25,7
Bentso(a)antra- seeni	30 <sup>4)</sup>	6,6	91,1	<1	1230	82,7	<1
Bentso(a)py- reeni	2,6 <sup>4)</sup>	5,8	92,3	<1	125	82,7	<1
Bentso(k)fluo- ranteeni	340 <sup>4)</sup>	74,4	7,1	<1	1250	82,9	<1
Fenantreeni	3300	8,4	50,1	9,7	>10 000	51,6	37,7
Fluoranteeni	450 <sup>4)</sup>	9,9	82,6	3,3	>10 000	76,4	7,9
Naftaleeni	66	<1	66,8	29,1	1370	1,1	98,6
PCB	0,063 <sup>4,5)</sup>	<1	98,7	<1	193	65,7	20,7
PCDD-PCDF- PCB	0,000020 <sup>4,6)</sup>	1,1	98,5	<1	0,0046	77,5	6,5
Dikloorimetaani	1,4	<1	3,4	95,9	6,6	<1	99,9
Vinyylilokloridi	0,000064	<1	<1	99,9	0,00030	<1	99,9

Dikloorieteenit	0,045 <sup>7)</sup>	<1	<1	99,6	0,20	<1	99,9
Trikloorieteeni	1,7	<1	4,0	95,0	8,5	<1	99,9
Tetrakloorieteeni	0,4	<1	4,1	95,6	2,0	<1	99,9
Triklooribentseenit	3,7	<1	30,0	68,3	25	<1	99,8
Tetraklooribentseenit	0,37	<1	75,5	22,4	7,3	<1	99,0
Pentaklooribentseeni	1,56 <sup>4)</sup>	<1	79,8	19,4	15	<1	99,2
Heksaklooribentseeni	0,032 <sup>4)</sup>	<1	99,1	<1	7,5	15,3	81,5
Monokloorifenolit	6,0	<1	56,4	43,4	64	<1	99,4
Dikloorifenolit	4,2	<1	81,6	17,5	111	1,3	98,4
Trikloorifenolit	12	1,4	89,1	6,6	592	22,3	73,1
Tetrakloorifenolit	170	<1	79,3	15,0	>10 000	26,2	68,3
Pentakloorifenoli	12	<1	49,9	29,8	1800	20,1	75,8
Atratsiini	5,4	2,9	94,9	<1	>10 000	76,7	7,5
DDT	3,9 <sup>4)</sup>	<1	98,8	<1	1240	82,3	<1
Dieldriini	1,2 <sup>4)</sup>	1,3	91,4	5,8	174	32,6	55,9
Endosulfaani	390	6,8	33,8	20,9	>10 000	31,6	61,9
Heptakloori	0,16 <sup>4)</sup>	<1	80,5	18,2	3,7	5,8	93,0
Lindaani	0,049	<1	80,8	15,6	3,6	3,1	96,3
TBT	5,3	1,9	89,7	6,6	555	60,0	27,6
TPT	14	5,1	81,6	10,4	338	38,2	53,9

<sup>1)</sup> Perustuen pelkästään lapsuusaikana tapahtuvaan altistukseen.

<sup>2)</sup> Hengitysilman kautta tapahtuvaa altistusta verrattu hengitysilman referenssipitoisuuteen

<sup>3)</sup> Merkittävin altistusreitti ihon kautta tapahtuva altistus suihkuvedessä olevalle antraseenille (51 %).

<sup>4)</sup> Kertyvyys juureksiin määritetty Trappin ja Matthiesin (1995) kertyvyysyhtälön perusteella.

<sup>5)</sup> Fysikaalis-kemiallisten muuttujien lähtöarvoina geometrinen keskiarvo indikaattorikongeneerin parametriarvoista.

<sup>6)</sup> Fysikaalis-kemiallisten muuttujien lähtöarvoina 2,3,7,8-TCDD:n parametriarvot.

<sup>7)</sup> Fysikaalis-kemiallisten muuttujien lähtöarvoina cis-1,2-DCE:n parametriarvot.

Taulukko 3. Kynnysarvojen perustaksi juomavetenä käytettävän pohjaveden pilaantumisriskien perusteella määritetyt viitearvot (SHP<sub>pv</sub>).  $K_d$  = maa-maavesi -jakautumiskerroin,  $RfC_{pv}$  = sallittu enimmäispitoisuus juomavetenä käytettävässä pohjavedessä,  $RfC$  = terveysperusteinen sallittu enimmäisaantiarvo (TDI tai  $CR_{oral}$ ),  $K_{oc}$  = jakautumiskerroin orgaanisen hiilen ja veden välillä. Sallittuna enimmäispitoisuutena pohjavedessä on käytetty ensisijaisesti sosiaali- ja terveysministeriön asettamia enimmäispitoisuuksia talousvedelle (461/2000 ja 401/2001) ja toissijaisesti WHO:n (2004) enimmäispitoisuuksia juomavedelle. Niiden aineiden osalta, joille enimmäispitoisuuksia ei ole annettu, vastaava pitoisuus on määritetty aineen TDI- tai  $CR_{oral}$ -arvon perusteella (Reinikainen 2007).

Aine	SHP <sub>pv</sub> [mg.kg <sup>-1</sup> ]	K <sub>d</sub> [L.kg <sup>-1</sup> ]	RfC <sub>pv</sub> [µg.L <sup>-1</sup> ]	RfC [µg.kg <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> ]	logK <sub>oc</sub>	RfC <sub>pv</sub> :n perustana
Antimoni	4,3	85	5			STM
Arseeni	10	100	10			STM
Barium	420	60	700			WHO 2004
Elohopea	5	500	1			STM
Kadmium	5	100	5			STM
Koboltti	4,2	100	4,2	1,4		TDI
Kromi	1000	2000	50			STM
Kupari	10000	500	2000			STM
Lyijy	100	1000	10			STM
Molybdeeni	14	20	70			WHO 2004
Nikkeli	40	200	20			STM
Seleen	2	20	10			STM
Sinkki	3000	200	1500	500		TDI
Vanadiini	83	200	27	9		TDI
MTBE	3,6	0,13	2700	900	1,13	TDI
Bentseeni	0,0074	0,74	1		1,87	STM
Tolueeni	8,6	1,23	700		2,09	WHO 2004
Etylibentseeni	10	3,39	300		2,53	WHO 2004
Ksyleenit (summa)	13	2,57	500		2,41	WHO 2004
Antraseeni	240	199,53	120	40	4,30	TDI
Bentso(a)antraseeni	925	6165,95	15	5		$CR_{oral}$
Bentso(a)pyreeni	0,66	6606,93	0,01		5,82	STM
Bentso(k)fluoranteeni	17	17378,01	0,1		6,24	STM
Fenantreeni	204	169,82	120	40	4,23	TDI
Fluoranteeni	227	1513,56	15	5	5,18	$CR_{oral}$
Naftaleeni	11	9,55	120	40	2,98	TDI
PCBt	0,95	3162,28	0,03	0,01	5,50	TDI
PCDD-PCDF-PCB	0,00049	4073,80	0,000012	0,000004	5,61	TDI
Dikloorimetaani	0,30	0,17	180	60	1,22	TDI
Vinyylikloridi	0,0018	0,36	0,5		1,56	STM
Dikloorieteenit	0,12	0,66	18	6	1,82	TDI
Trikloorieteeni	0,11	1,15	10		2,06	STM, TCE+PCE
Tetrakloorieteeni	0,26	2,63	10		2,42	STM, TCE+PCE
Triklooribentseenit	7,3	30,20	24	8	3,48	TDI

Tetraklooribentseenit	0,51	56,23	0,9	0,3	3,48	TDI
Pentaklooribentseeni	2,0	83,18	2,4	0,8	3,92	TDI
Heksaklooribentseeni	0,055	114,82	0,048	0,016	4,06	TDI
Monokloorifenolit	0,21	1,38	9	5	2,14	TDI
Dikloorifenolit	0,38	4,26	9	3	2,63	TDI
Trikloorifenolit	2,0	20,04	10		3,31	STM, TCP+TeCP+PCP
Tetrakloorifenolit	2,0	20,09	10		3,42	STM, TCP+TeCP+PCP
Pentakloorifenoli	0,66	6,57	10		3,20	STM, TCP+TeCP+PCP
Atratsiini	0,0016	1,58	0,1		2,20	STM (torjunta- aineet)
DDT	2,3	2344,23	0,1		5,58	STM (torjunta- aineet)
Dieldriini	0,029	97,72	0,03		3,99	STM
Endosulfaani	0,013	12,88	0,1		3,11	STM (torjunta- aineet)
Heptakloori	0,11	354,81	0,03		4,45	STM
Lindaani	0,010	9,77	0,1		2,99	STM (torjunta- aineet)
TBT	1,1	125,89	0,9	0,3	4,10	TDI
TPT	2,0	218,78	0,9	0,3	4,34	TDI

## LIITE 8: Toksisuusekvivalenssikertoimet (TEF) dioksiineille, furaaneille ja dioksiinien kaltaisille PCB-yhdisteille

Taulukko. WHO:n vuoden 2005 toksisuusekvivalenssikertoimet (TEF) dioksiineille, furaaneille ja dioksiinien kaltaisille PCB-yhdisteille (Van den Berg M. ym. 2006.)

Lyhenteet: T = tetra; Pe = penta; Hx = heksa; Hp = hepta; O = okta; CDD = klooridibentsodioksiini; CDF = klooridibentsofuraani; CB = klooribifenylyli.

Yhdiste	TEF-arvo
<i>Dibentso-para-dioksiinit (PCDD:t)</i>	
2,3,7,8-TCDD	1
1,2,3,7,8-PeCDD	1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01
OCDD	0,0003
<i>Dibentsofuraanit (PCDF:t)</i>	
2,3,7,8-TCDF	0,1
1,2,3,7,8-PeCDF	0,03
2,3,4,7,8-PeCDF	0,3
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01
OCDF	0,0003
<i>Dioksiinin kaltaiset PCB-yhdisteet: ei-orto-PCB-yhdisteet ja mono-orto-PCB-yhdisteet</i>	
<i>Ei-orto-PCB-yhdisteet</i>	
PCB 77	0,0001
PCB 81	0,0003
PCB 126	0,1
PCB 169	0,03
<i>Mono-orto-PCB-yhdisteet</i>	
PCB 105	0,00003
PCB 114	0,00003
PCB 118	0,00003
PCB 123	0,00003
PCB 156	0,00003
PCB 157	0,00003
PCB 167	0,00001
PCB 189	0,0001

Tässä liitteessä esitetyt laskentayhtälöt ja suositukset niiden lähtöarvoiksi perustuvat yleiseen kirjallisuuteen ja vastaavat pääosin aiemman PIMA-ohjeen suosituksia (Ympäristöhallinnon ohjeita 2/2007), ohjearvojen määrittysperusteita (Reinikainen 2007) sekä SOILIRISK 3.0 laskentaohjelman oletusarvoja (Rossi 2013). Laskentakaavoissa käytettyjä parametreja ja niiden määrittämistä on selostettu liitteen taulukossa 1-4. Laskentakaavojen soveltamista on kuvattu ohjeen luvuissa 4.7 ja 4.8.

## I. Jakautumisyhtälöitä (pitoisuus päästölähteessä)

Pitoisuus huokosvedessä:

$$C_{pw} = C_{cs} / \left[ K_{d\_cs} + \frac{\theta_w + \theta_a \cdot H}{\rho_s} \right] \text{ TAI } S, \text{ jos } S < C_{pw}$$

Maa-maavesi -jakautumiskerroin (orgaaniset aineet):

$$K_{d\_cs} = K_{oc} \cdot f_{oc\_cs}$$

Pitoisuus huokosilmassa (orgaaniset aineet ja haihtuvat epäorgaaniset):

$$C_{pa} = H \cdot C_{pw} \cdot 10^3 \text{ TAI } C_{sat\_a}, \text{ jos } C_{sat\_a} < C_{pa}$$

Maaperän kyllästymispitoisuus (orgaaniset haitta-aineet, ei koske aineita NAPL-faasissa)

$$C_{sat\_s} = \frac{S}{\rho_s} [\theta_w + K_{oc} \cdot f_{oc\_cs} \cdot \rho_s + H \cdot \theta_a]$$

Pitoisuus kylläisen höyryn paineessa (NAPL-faasi)

$$C_{sat\_a} = \frac{V_p \cdot M}{R \cdot K} \cdot 10^3$$



## 2. Kulkeutumisytälöitä (pitoisuus kulkeutumis- ja altistusreiteillä)

### 2.1 Kulkeutuminen sisäilmaan

Pitoisuus rakennuksen sisäilmassa:

$$C_{ia} = C_{pa} \cdot DF_{ia} \text{ TAI } C_{ia\_max}, \text{ jos } C_{ia\_max} < C_{ia} \times DF_{ia}$$

Laimenemiskerroin: huokosilma – sisäilma

$$DF_{ia} = \frac{Q_{pa}}{V_{house} \cdot k_{airex}} \cdot \frac{A_{house} \cdot D_s}{Q_{pa} \cdot z_{cs} + A_{house} \cdot D_s}$$

Sisäilman enimmäispitoisuus (kokonaismäärän asettama rajoitus sisäilman pitoisuudelle)

$$C_{ia\_max} = \frac{C_{cs} \cdot d_{cs} \cdot A_{cs} \cdot \rho_s}{V_{house} \cdot k_{airex} \cdot \tau_a}$$

Diffuusiokerroin maaperässä

$$D_s = D_a \frac{\theta_a^{3,33}}{n^2} + D_w \left( \frac{1}{H} \right) \frac{\theta_w^{3,33}}{n^2}$$

### 2.2 Kulkeutuminen ulkoilmaan

Pitoisuus ulkoilmassa

$$C_{oa} = C_{pa} \cdot DF_{oa} \text{ TAI } C_{oa\_max}, \text{ jos } C_{oa\_max} < C_{oa} \times DF_{oa}$$

Laimenemiskerroin: huokosilma – ulkoilma

$$DF_{oa} = \frac{1}{0,08 \cdot v_a \cdot \left( \frac{z_{cs}}{D_s} + \frac{1}{k_v} \right)}$$

Ulkoilman enimmäispitoisuus (kokonaismäärän asettama rajoitus ulkoilman pitoisuudelle)

$$C_{oa\_max} = \frac{C_{cs} \cdot d_{cs} \cdot A_{cs} \cdot \rho_s}{0,08 \cdot v_a \cdot \tau_a}$$

### 2.3 Kulkeutuminen pohjaveteen vajoveden mukana

Pitoisuus pohjavedessä (veteen liukenevat aineet)

$$C_{gw} = C_{pw} \cdot DF_{gw}$$

Laimenemiskerroin huokosveden ja pohjaveden välillä pilaantumalan alapuolisessa sekoittumiskerroksessa (ei hajoamista, dispersiota ja hidastumista):

$$DF_{gw} = \frac{L_{gw} \cdot I \cdot f_{gw}}{K \cdot i \cdot d_{mix} + L_{gw} \cdot I \cdot f_{gw}}$$

Vajoveden vuotuinen keskimääräinen virtausnopeus:

$$v_{vw} = \frac{I \cdot f_{gw}}{n_{vad}}$$

Hidastunut kulkeutumisnopeus vajovedessä:

$$v_{R\_vw} = \frac{v_{vw}}{R}$$

Hidastumiskerroin (hidastunut kulkeutuminen vajo- tai pohjavedessä):

$$R = 1 + \frac{K_{d\_sub} \cdot \rho_s}{n_s} \quad (\text{HUOM! } K_{d\_sub} \neq K_{d\_cs})$$

## 2.4 Kulkeutuminen pohjavedessä

Pitoisuus tarkastelupisteessä (etäisyydellä x pilaantuneesta alueesta)

$$C_{POC} = C_{gw} \cdot AF_{gw}$$

Pitoisuuden vähenemiskerroin (attenuation factor) pohjaveden kulkeutumisreitillä biohajoaminen sekä vaaka- ja pystysuuntainen dispersio huomioiden (tarkastelupiste pohjaveden haitta-ainepluumin keskilinjalla):

$$AF_{gw} = \frac{C_{gw}(x, y=0, z=0)}{C_{gw_0}} = \exp\left\{\frac{x}{2a_x}\left[1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda a_x}{v_{gw}}}\right]\right\} \operatorname{erf}\left[\frac{W_{gw}}{4\sqrt{\alpha_y x}}\right] \operatorname{erf}\left[\frac{d_{mix}}{2\sqrt{\alpha_z x}}\right]$$

Pitoisuuden vähenemiskerroin, kun biohajoamista ei oteta huomioon:

$$AF_{gw} = \operatorname{erf}\left[\frac{W_{gw}}{4\sqrt{\alpha_y x}}\right] \operatorname{erf}\left[\frac{d_{mix}}{2\sqrt{\alpha_z x}}\right]$$

Pohjaveden virtausnopeus:

$$v_{gw} = \frac{K \cdot i}{n_{gw}}$$

Hidastunut kulkeutumisnopeus pohjavedessä

$$v_{R\_gw} = \frac{v_{gw}}{R}$$

## 2.5 Kulkeutuminen pintaveteen

Pitoisuus pintavedessä, liukoiset haitta-aineet (kulkeutuminen pohja- ja pintavaluntana)

$$C_{sw1} = C_{gw} \cdot DF_{sw}$$

Laimenemiskerroin: pohjavesi - pintavesi

$$DF_{sw} = \frac{A_{cgw} \cdot K \cdot i + A_{cs} \cdot I \cdot f_{runoff}}{Q_{sw}}$$

## 2.6. Kertyminen (ravinto)kasveihin

Pitoisuus kasvilla, metallit (sis. juuriosat sekä varret ja lehdet)

$$C_{plant} = C_{cs} \cdot (BCF_{root} \cdot f_{dw\_root} + BCF_{stem} \cdot f_{dw\_stem})$$

Pitoisuus kasvilla, orgaaniset haitta-aineet

$$C_{plant} = C_{pw} \cdot (K_{root-water} + K_{stem-water})$$

Jakautumiskerroin kasvin juurien ja huokosveden välillä, orgaaniset haitta-aineet

$$K_{root-water} = F_{water\_plant} + F_{lipd\_plant} \cdot K_{ow}^b$$

Jakautumiskerroin kasvin maanpäällisten osien ja huokosveden välillä, orgaaniset haitta-aineet

$$K_{stem-water} = (10^{0,95 \times \log K_{ow} - 2,05} + 0,82) \times (0,784 \times \exp \left[ \frac{-0,434 \times (\log K_{ow} - 1,78)^2}{2,44} \right])$$

### 3 Altistumisyhtälöitä

Keskimääräinen päivittäinen altistuminen yksittäisen altistusreitin kautta (lapsi ja aikuinen)

$$ADD_i = \frac{C_i \times IR_i \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

Keskimääräinen päivittäinen altistuminen kaikkien reittien kautta, lapsi

$$ADD_{tot\_child} = \sum_{i=1}^n ADD_{i\_child}$$

Keskimääräinen päivittäinen altistuminen kaikkien reittien kautta, lapsi

$$ADD_{tot\_adult} = \sum_{i=1}^n ADD_{i\_adult}$$

#### 4 Riskilukujen laskentayhtälöitä

Vaaraosamäärä

$$HQ = \frac{ADD_{\text{oral/dermal}}}{TDI \text{ tai } CR_{\text{oral}}} + \frac{C_{ia} + C_{oa}}{TCA \text{ tai } CR_{\text{inhal}}}$$

Vaaraindeksi

$$HI = HQ_1 + HQ_2 + \dots + HQ_n$$

Turvamarginaali

$$MOS = \frac{NOAEL \text{ tai } NOAEC}{\text{altistuminen}}$$

Elinikäinen lisäsyöpäriski

$$Risk_{\text{cancer}} = LADD \cdot CSF$$

Taulukko I. Ympäristöolosuhteita ja rakennustekniikkaa kuvaavia parametreja

Lyhenne	Kuvaus	Yksikkö	Tyypillinen vaihteluväli	
$\theta_w$	Vesipitoisuus vajovesivyöhykkeessä	-	0,02–0,4	
$\theta_a$	Ilmapitoisuus vajovesivyöhykkeessä	-	0,1–0,48	
$n_s$	Kokonaishuokoisuus	-	0,2–0,5	
$n_{vad}$	Tehollinen huokoisuus vajovesivyöhykkeessä	-	0–0,35	
$n_{gw}$	Tehollinen huokoisuus pohjavesivyöhykkeessä	-	0,02–0,35	
$\rho_s$	Maan tilavuuspaino	kg/L	1,1–2,1	
$\alpha_x$	Dispersiokerroin pohjaveden virtaussuunnassa	m		
$\alpha_y$	Dispersiokerroin pohjaveden virtauksen sivuttaisuunnassa	m		
$\alpha_z$	Dispersiokerroin pohjaveden virtauksen pystysuunnassa	m		
$A_{house}$	Rakennuksen pohjan ala	m <sup>2</sup>		
$d_{mix}$	Sekoittumiskerroksen paksuus pohjavedessä	m		
$d_v$	Vajovesivyöhykkeen paksuus	m		
$f_{oc}$	Orgaanisen hiilen määrä maassa	-		
$I$	Sadanta	m/a	0,4–0,9	
$f_{gw}$	Pohjaveteen imeytyvä osuus sadannasta	-	0–0,65	
$f_{runoff}$	Pintavalunnan osuus sadannasta	-	0–0,5	
$i$	Pohjaveden pinnan gradientti	-	0,001–0,1	

	Määrittäminen
	Määritetään edustavista maanäytteistä tai kirjallisuuden maalajitietojen perusteella. Vaihtelee maalajeittain sekä sääolosuhteiden mukaan. Kohdemääritys pian (alle 10 d) runsaiden sateiden tai sulamisvesien imeytymisen jälkeen antaa liian suuren keskimääräisen vesipitoisuuden. Jos maaperä on selvästi kerroksellinen, lasketaan eri kerrosten paksuuksilla painotettu keskiarvo.
	Laskennallisesti kokonaishuokoisuuden ja vesipitoisuuden perusteella: $n = \theta_w$ . Vaihtelee maalajeittain ja sääolosuhteiden mukaan.
	Määritetään edustavista maanäytteistä, laskennallisesti rakeisuuskäyrästä tai maalajitietojen perusteella.
	Määritetään edustavista maanäytteistä, laskennallisesti rakeisuuskäyrästä tai maalajitietojen perusteella. Jos maaperä on selvästi kerroksellinen, lasketaan eri kerrosten paksuuksilla painotettu keskiarvo. Tehollinen huokoisuus aina kokonaishuokoisuutta (n) pienempi. Tehollista huokoisuutta käytetään arvioitaessa veden virtausta vajovesivyöhykkeessä.
	Määritetään edustavista maanäytteistä, laskennallisesti rakeisuuskäyrästä tai maalajitietojen perusteella.
	Määritetään maanäytteistä mittaamalla tai maalajitietojen perusteella. Vaihtelee maalajeittain; pienin arvo orgaanisilla mailla (esim. turve) ja suurin arvo karkeilla mineraalimailla (hiekkä ja sora).
	Maaperän ominaisuuksista riippuva vakio, johon vaikuttaa myös mittakaava. Voidaan arvioida kirjallisuustietojen ja kokemuseräisten mallien perusteella. Oletusarvo: $a_x = 0,1 \cdot x$ (x = tarkasteltava etäisyys/ kulkeutumismatka).
	Maaperän ominaisuuksista riippuva vakio, johon vaikuttaa myös mittakaava ( $a_y \ll a_x$ ). Voidaan arvioida kirjallisuustietojen ja kokemuseräisten mallien perusteella. Oletusarvo: $a_y = 0,1 \cdot a_x$ .
	Maaperän ominaisuuksista riippuva vakio, johon vaikuttaa myös mittakaava ( $a_z \ll a_y$ ). Voidaan arvioida kirjallisuustietojen ja kokemuseräisten mallien perusteella. Oletusarvo: $a_z = 0,01$ m.
	Parametrin arvo liittyy alapohjasta tulevan korvausilman määrään. Jos erityistä tietoa rakennuksen ilma- vuodoista ei ole, käytetään oletusarvoa: $A_{\text{house}} = 100 \text{ m}^2$ .
	Laskennallisissa tarkasteluissa käytetään pääsääntöisesti oletusarvoa: $d_{\text{gw}} = 1 \text{ m}$ . Olemassa olevan haitta- ainepluumin paksuus määritetään aina näytteenotolla.
	Määritetään kohteessa maanpinnan ja ylimmän pohjaveden pinnan tason perusteella.
	Määritetään aina edustavista maanäytteistä. Pilaantumisen vaikutus tuloksiin otettava huomioon (esim. suuret öljypitoisuudet). Jos määritetään heikutushäviöstä, orgaanisen hiilen osuudeksi oletetaan 58 % orgaanisesta aineesta.
	Alueellisten sadantatietojen perusteella (esim. Ilmatieteen laitoksen vuositilastot).
	Arvioidaan maalajin, pinnoitteen, kasvillisuuden ja pinnan vieton perusteella. Tarvittaessa voidaan käyttää soveltuvia laskentamalleja. Yleensä voidaan käyttää vuosikeskiarvoon perustuvaa arviota. Todellisuudessa imeytyminen vaihtelee merkittävästi jaksottaisesti mm. vuodenaikojen mukaan, ja on suurimmillaan lumi- en sulaessa ja syksyn runsaiden sateiden aikana.
	Arvioidaan maalajin, pinnoitteen, kasvillisuuden ja pinnan vieton perusteella. Tarvittaessa voidaan käyttää soveltuvia laskentamalleja. Yleensä voidaan käyttää vuosikeskiarvoon perustuvaa arviota, mutta tarvitta- essa arvioitava myös sulamisvesien tai runsaiden sateiden aiheuttamat valuntapiikit.
	Määritetään pohjaveden pinnan korkeusmittauksista (vähintään kolme pinnankorkeushavaintoa). Vuoden- aikaisvaihtelu voi muuttaa gradienttia ja mittauksia olisi hyvä olla usealta eri vuodenajalta.



Lyhenne	Kuvaus	Yksikkö	Tyypillinen vaihteluväli	
$k_{\text{airex}}$	Rakennuksen ilmanvaihtokerroin	l/d	2,4–24	
$k$	Maaperän vedenläpäisevyys pohjavesivyöhykkeessä	m/s		
$k_{\text{vad}}$	Maaperän vedenläpäisevyys vajovesivyöhykkeessä	m/s	$10^{-10}$ – $10^{-1}$	
$k_{\text{surf}}$	Siirtymäkerroin maaperästä ulkoilmaan maanpinnan rajakerroksessa	m/s		
$Q_{\text{pa}}$	Rakennuksen alapohjan läpi sisään tuleva vuotoilma-virta	m <sup>3</sup> /d	5–50	
$V$	Rakennuksen tilavuus	m <sup>3</sup>		
$v_a$	Keskimääräinen tuulen nopeus	m/s	0,5–5	
$\tau_a$	Keskiarvon laskemisaika haihtumiselle	d		
$Q_{\text{sw}}$	Pintaveden virtaama/vaihtuvuus sekoittumisvyöhykkeessä	m <sup>3</sup> /d		
$f_{\text{dw\_root}}$	Juuresten kuivapaino	kg/kg		
$f_{\text{dw\_stem}}$	Vihannesten kuivapaino	kg/kg		
$R$	Yleinen kaasuvakio	Pa m <sup>3</sup> / mol K		
$K$	Lämpötila	K		

	Määrittäminen
	Käytetään yleensä oletusarvoa: $k_{airex} = 12$ /d. Ilmanvaihtokerrointa on syytä muuttaa oletusarvosta vain, jos rakennuksen ilmavuodoista on yksityiskohtaista tietoa, koska ilmanvaihdon tehostaminen lisää alapohjan kautta tulevaa ilmapirta eikä siksi välttämättä pienennä maasta tulevien haitta-aineiden pitoisuutta sisäilmassa.
	Määritetään maanäytteistä laboratoriossa tai maastossa tehtävillä mittauksilla (esim. slugtestit ja koe-pumppaukset) taikka laskennallisesti raekokomääritysten tuloksista. Voidaan arvioida karkeasti myös maalajin mukaan. Jos vedenläpäisevyyden vaihtelu on suurta, käytetään suurinta laaja-alaisesti jatkuvan kerroksen/vyöhykkeen vedenläpäisevyysarvoa.
	Määritetään laskennallisesti raekokomääritysten tuloksista, mittaamalla maanäytteistä laboratoriossa tai <i>in situ</i> -mittauksilla. Vaihtelee merkittävästi maalajin perusteella. Jos maaperä on kerroksellinen, lasketaan eri kerrosten paksuuksilla painotettu keskiarvo. <i>HUOM! Parametria ei suoraan käytetä esitetyissä kaavoissa.</i>
	Oletusarvo 25 m/d (0,0003 m/s). Lähde: Naturvårdsverket 2009.
	Määritetään radontutkimuksista saatujen kokemusten perusteella tehdyn rakennusten riskiluokituksen mukaan: Suuri riski, $Q_{ground} = 50$ m <sup>3</sup> /d <ul style="list-style-type: none"> <li>rinnetalot, joissa osa seinistä on maanalaisia ja joissa portaikko muodostaa avoimen käytävän kerrosten välillä.</li> <li>maavaraisella perusmuuri ja laatta -perustuksella varustetut vuoden 1980 jälkeen rakennetut talot ja talot, joissa perusmuuri on kevytbetonia.</li> <li>talot, joissa maavarainen lattia on useassa tasossa.</li> <li>Vähäinen riski, <math>Q_{ground} = m^3/d</math></li> <li>reunavahvistetulle laatalle rakennetut talot.</li> <li>talot, joissa on tuuletettu ryömintätila.</li> <li>talot, joiden maanalaiset perustukset on rakennettu ennen vuotta 1968.</li> <li>talot, joissa on kellari ilman suoraa kulkureittiä asuinkerrokseen.</li> <li>Muut rakennukset, keskinertainen riski, <math>Q_{ground} = 12</math> m<sup>3</sup>/d.</li> </ul>
	Parametrin arvo liittyy rakennuksen ilmanvaihtoon ja alapohjasta tulevan korvausilman määrään. Jos erityistä tietoa rakennuksen ilmavuodoista ei ole, käytetään oletusarvoa 250 m <sup>3</sup> .
	Vaihtelee kohdekohtaisesti ja sääolosuhteiden mukaan. Oletusarvo: $v_a = 1$ m/s.
	Oletusarvo: $\tau_a = 365$ d.
	Määritetään kohdekohtaisesti virtaamamittausten ja sekoittumisvyöhykkeen mittasuhteiden perusteella tai valuma-alueen pinta-alan ja sadantatietojen perusteella.
	Vaihtelee kasvilajeittain. Voidaan yleensä käyttää oletusarvoa: $f_{dw\_root} = 0,167$
	Vaihtelee kasvilajeittain. Voidaan yleensä käyttää oletusarvoa: $f_{dw\_stem} = 0,098$
	Vakio: $R = 8,314$
	Oletusarvo: $K = 283$ (+ 10 °C). Tiedot haitta-aineiden ominaisuuksia kuvaavat lähtötiedot riippuvaisia lämpötilasta, mikä huomioitava arvioinnissa (ks. oletusarvot).

Taulukko 2. Pilaantuneisuutta kuvaavat parametrit

Parametri	Kuvaus	
$A_{cgw}$	Pohjaveden haitta-ainepluumin poikkileikkauksen pinta-ala	
$A_{cs}$	Pilaantuneen alueen pinta-ala (pinta- tai pohjamaassa)	
$Z_{cs}$	Etäisyys maapinnasta/rakennuksen pohjalaatasta pilaantumaan	
$d_{cs}$	Pilaantuneen maakerroksen paksuus	
$L_{gw}$	Pilaantuneen alueen pituus pohjaveden virtaussuunnassa	
$W_{gw}$	Pilaantuneen alueen leveys kohtisuoraan pohjaveden virtaussuuntaan nähden (haitta-ainepluumin leveys)	
$x$	Etäisyys pilaantuneen alueen reunasta tarkastelupisteeseen	

Taulukko 3. Altistumista kuvaavia parametreja: maan nieleminen, sisäilman hengitys ja ravintokasvien syöminen

Altistusparametri	Kuvaus	Yksikkö	Oletusarvot asuinalueella	
$IR_{ing\_adult}$	Niellyn maan määrä, aikuinen	mg/d	50	
$IR_{ing\_child}$	Niellyn maan määrä, lapsi	mg/d	150	
$EF_{ing}$	Altistustiheys, aikuinen ja lapsi	d/a	255	
$IR_{inh\_adult}$	Hengitystiheys, aikuinen	m <sup>3</sup> /h	0,83	
$IR_{inh\_child}$	Hengitystiheys, lapsi	m <sup>3</sup> /h	0,32	
$EF_{inh\_ia\_adult}$	Oleskeluaika sisätiloissa, aikuinen	h/d	22,86	
$EF_{inh\_ia\_adult}$	Oleskeluaika sisätiloissa, lapsi	h/d	21,14	
$IR_{roots\_adult}$	Juuresten kulutus, aikuinen	kg/d	0,200	
$IR_{roots\_adult}$	Juuresten kulutus, lapsi	kg/d	0,100	
$IR_{stem\_adult}$	Vihannesten kulutus, aikuinen	kg/d	0,110	
$IR_{stem\_child}$	Vihannesten kulutus, lapsi	kg/d	0,055	
$EF_{plants}$	Oman maan kasvien osuus ravinto- kasvien kokonaiskulutuksesta	(%) / d/a	(10) /36,5	
$W_a$	Kehon paino, aikuinen	kg	70	
$W_c$	Kehon paino, lapsi	kg	15	
$AT$	Aika, jonka suhteen keskimääräinen altistus lasketaan	d tai a		

	Yksikkö	Määrittäminen
	m <sup>2</sup>	Kohdekohtaisesti.
	m <sup>2</sup>	Kohdekohtaisesti.
	m	Kohdekohtaisesti.
	m	Kohdekohtaisesti.
	m	Kohdekohtaisesti.
	m	Kohdekohtaisesti.
	m	Kohdekohtaisesti.

	Huom!
	Oletusarvo vastaa ohjearvojen määrittäysperusteita. Peitetyillä alueilla todellinen arvo voi olla merkittävästi pienempi. Koskee käytännössä vain ylintä pintamaan kerrosta (< 10...20 cm)
	Oletusarvo vastaa ohjearvojen määrittäysperusteita. Peitetyillä alueilla todellinen arvo voi olla merkittävästi pienempi. Koskee käytännössä vain ylintä pintamaan kerrosta (< 10...20 cm)
	Oletusarvossa jatkuvan altistuksen oletusarvosta (365 d) vähennetty keskimääräinen pysyvän lumipeite-ajan pituus Helsingissä (95 d). Alueelliset erot voivat olla merkittäviä.
	Vastaa ohjearvojen määrittäysperusteita.
	Vastaa ohjearvojen määrittäysperusteita.
	Vaihtelee tapauskohtaisesti. Oletusarvo vastaa ohjearvojen määrittäysperusteita.
	Vaihtelee tapauskohtaisesti. Oletusarvo vastaa ohjearvojen määrittäysperusteita.
	Vaihtelee tapauskohtaisesti. Oletusarvo vastaa ohjearvojen määrittäysperusteita.
	Vaihtelee tapauskohtaisesti. Oletusarvo vastaa ohjearvojen määrittäysperusteita.
	Vaihtelee tapauskohtaisesti. Oletusarvo vastaa ohjearvojen määrittäysperusteita.
	Vaihtelee tapauskohtaisesti. Oletusarvo vastaa ohjearvojen määrittäysperusteita.
	Vaihtelee tapauskohtaisesti. Oletusarvo vastaa ohjearvojen määrittäysperusteita.
	Vastaa ohjearvojen määrittäysperusteita.
	Vastaa ohjearvojen määrittäysperusteita.

Taulukko 4. Haitta-ainekohtaiset parametrit

Parametri	Määrittely	Yksikkö	
$C_{cs}$	Haitta-aineen edustava pitoisuus maaperässä (päästölähde)	mg/kg	
$C_{pw}$	Haitta-aineen edustava pitoisuus huokosvedessä (päästölähde)	mg/L	
$C_{pa}$	Haitta-aineen edustava pitoisuus huokosilmassa (päästölähde)	mg/m <sup>3</sup>	
$C_{ia}$	Haitta-aineen edustava pitoisuus sisäilmassa	mg/m <sup>3</sup>	
$C_{gw}$	Haitta-aineen edustava pitoisuus pohjavedessä	mg/L	
$C_{sw}$	Haitta-aineen edustava pitoisuus pintavedessä	mg/L	
$C_{sw}$	Haitta-aineen edustava pitoisuus ravintokasveissa	mg/kg	
$C_{runoff}$	Haitta-aineen edustava pitoisuus pintavalumassa	mg/kg	
$K_{d_{cs}}$	Maa – vesi -jakautumiskerroin (päästölähde)	L/kg	
$K_{d_{sub}}$	Maa – vesi -jakautumiskerroin (päästölähteen alapuolinen maaperä kyllästymättömässä tai kyllästyneessä kerroksessa)	L/kg	
$K_{oc}$	Orgaaninen hiili – vesi -jakautumiskerroin	L/kg	
$H$	Henryn lain vakio	-	
$S$	Vesiliukoisuus	mg/L	
$V_p$	Höyrynpaine	Pa	
$M$	Molekyyli massa	g/mol	
$D_a$	Diffuusiokerroin ilmassa	m <sup>2</sup> /d	
$D_w$	Diffuusiokerroin vedessä	m <sup>2</sup> /d	
$D$	Diffuusiokerroin maaperässä	m <sup>2</sup> /d	
$BFC_{root}$	Biokertyvyystekijä maaperästä kasvin juuriin	-	
$BFC_{stem}$	Biokertyvyystekijä maaperästä kasvin varteeseen ja lehtiin	-	
$K_{root-water}$	Jakautumiskerroin kasvin juurien ja huokosveden välillä	-	
$K_{stem-water}$	Jakautumiskerroin kasvin juurien ja huokosveden välillä	-	
$\lambda$	Haitta-aineen hajoamisnopeus	l/d	

	Määrittäminen
	Määritetään edustavista maanäytteistä.
	Määritetään edustavista huokosvesinäytteistä tai laskennallisesti.
	Määritetään edustavista huokosilmanäytteistä tai laskennallisesti.
	Määritetään edustavista sisäilmanäytteistä tai laskennallisesti.
	Määritetään edustavista pohjavesinäytteistä tai laskennallisesti.
	Määritetään edustavista pintavesinäytteistä tai laskennallisesti.
	Määritetään edustavista kasvinäytteistä tai laskennallisesti.
	Määritetään edustavista vesinäytteistä tai laskennallisesti. Otettava huomioon sekä haitta-aineen liukoinen ( $C_{pa}$ ) että kiintoaineeseen sitoutunut pitoisuus ( $C_{solids}$ ).
	Metalleilla määritetään ensisijaisesti edustavista maanäytteistä ja toissijaisesti arvioidaan kirjallisuustietojen perusteella. Orgaanisilla haitta-aineilla määritetään laskennallisesti (ks. kohta orgaanisen hiilen määrä).
	Metalleilla määritetään edustavista maanäytteistä tai arvioidaan kirjallisuustietojen perusteella. Orgaanisilla haitta-aineilla määritetään laskennallisesti (ks. kohta orgaanisen hiilen määrä).
	Kirjallisuustietoon perustuen (ks. oletusarvot)
	Kirjallisuustietoon perustuen (ks. oletusarvot). Riippuu lämpötilasta.
	Kirjallisuustietoon perustuen (ks. oletusarvot). Riippuu lämpötilasta.
	Kirjallisuustietoon perustuen (ks. oletusarvot). Riippuu lämpötilasta.
	Kirjallisuustietoon perustuen (ks. oletusarvot)
	Kirjallisuustietoon perustuen (ks. oletusarvot)
	Kirjallisuustietoon perustuen (ks. oletusarvot)
	Määritetään laskennallisesti.
	Kirjallisuustietoon perustuen (koskee pääosin metalleja).
	Kirjallisuustietoon perustuen (koskee pääosin metalleja).
	Määritetään laskennallisesti (koskee orgaanisia haitta-aineita)
	Määritetään laskennallisesti (koskee orgaanisia haitta-aineita)
	Määritetään kohdekohtaisesti tai kirjallisuustietoon perustuen.

(muokattu julkaisussa Reinikainen 2007 esitetystä liitteestä)

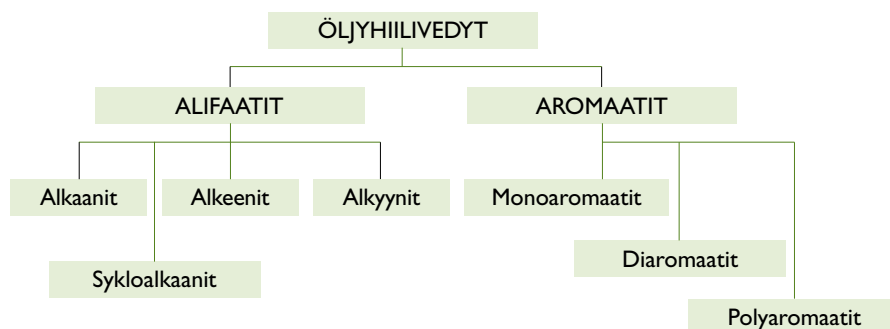
## Arvioinnin lähtökohta

Raakaöljy on tuhansien molekyylikooltaan ja -rakenteeltaan erilaisten hiilivetyjen seos. Öljynjalostuksessa raakaöljyn eri jakeita tislataan erilleen eri tarkoitukseen soveltuvien tuotteiden valmistamiseksi. Useimmat paljon käytetyt lopputuotteet, kuten bensiini, polttoöljy, voiteluöljy tai bitumi ovat edelleen satoja eri molekyyliä käsittäviä seoksia. Öljyhiilivedyt ryhmitellään tyydyttyneisiin ja tyydyttämättömiin alifaattisia hiilivetyihin, jotka voivat olla joko suoraketjuisia, haaroituneita tai sykliisiä, sekä aromaattisiin yhdisteisiin, jotka muodostuvat yhdestä tai useammasta bentseenirenkaasta ja niihin mahdollisesti liittyneistä alkyyliryhmistä (kuva 1).

Raakaöljyssä esiintyy myös rikkiä, typpeä ja happea sisältäviä hiilivetyjä sekä metalleja (mm. vanadiini ja nikkeli), joiden osuus jalostetuissa öljytuotteissa on kuitenkin tavallisesti pieni. Öljytuotteisiin voidaan myös lisätä niiden käyttöominaisuuksia parantavia aineita, kuten bensiinissä hapettimena käytettävää MTBE:tä. Mineraaliöljypohjaisia öljytuotteita

ja näiden sisältämiä pääkomponentteja on esitetty taulukossa 1. (Potter ja Simmons 1998.)

Yksittäisten hiilivetyjen myrkyllisyys ja käyttäytymisominaisuudet vaihtelevat, min-  
kä vuoksi öljytuotteiden aiheuttamia ympäristö- ja terveysriskejä ei voida tavallisesti tarkastella kokonaisöljypitoisuuksien perusteella. Lisäksi monilla pilaantuneiksi epäillyillä alueilla maaperään on päässyt erilaisia öljytuotteita. Koska kaikkien öljykomponenttien analysointi ja erillinen tarkastelu ei ole käytännössä mahdollista, öljyhiilivetyjen riskinarvioinnissa tarkastellaan yleensä öljytuotteille ominaisia avainyhdisteitä ja molekyylikoon perusteella valittuja hiilivetyjakeita. Avainyhdisteillä tarkoitetaan öljytuotteiden haitallisimpia (myrkyllisyys ja kulkeutuvuus) pääkomponentteja. Esimerkiksi bensiinin avainyhdisteinä käytetään BTEX-yhdisteitä ja MTBE:tä ja raskaiden polttoöljyjen tai käytettyjen voiteluöljyjen avainyhdisteinä PAH-yhdisteitä. Seuraavassa on keskitytty öljyhiilivetyjakeisiin perustuvaan arviointiin.



Kuva 1. Öljyhiilivetyjen ryhmittely molekyyliarakenteen mukaan (Potter ja Simmons 1998).

Tuote	Hiililuku	Yhdisteet	Kiehumis- pistealue
Bensiini	C4-C12	BTEX-yhdisteet, muut monoaromaatit ja haaroittuneet alkaanit, pienempiä määriä n-alkaaneita, alkeeneita, sykloalkaaneita ja naftaleeneja, lisäaineina MTBE:tä ja muita hapettimia	40–200 °C
Keroseeni	C6-C16	Sykloalkaanit ja n-alkaanit, pienempiä määriä monoaromaatteja ja haaroittuneita alkaaneja, hyvin vähän BTEX- ja PAH-yhdisteitä	150–300 °C
Dieselöljy ja kevyt polttoöljy	C8-C21	N-alkaanit, haaroittuneet alkaanit ja sykloalkaanit, pienempiä määriä monoaromaatteja, naftaleeneja ja PAH-yhdisteitä	200–325 °C
Raskas polttoöljy	C12-C34 (ja yli)	N-alkaanit, haaroittuneet alkaanit ja sykloalkaanit, raskaat PAH-yhdisteet (asfalteenit ja hartsit), monoaromaatteja ja naftaleeneja, rikkiä ja tyypeä sisältäviä hiilivetyjä	350–700 °C
Voitelu- ja moottoriöljy	C18-C34 (ja yli)	Haaroittuneet alkaanit ja sykloalkaanit, PAH-yhdisteet, mono- ja diaromaatit	325–600 °C

## Öljyhiilivetyjakeet

Maaperän ohjearvot öljyhiilivedyille on jaoteltu hiililuvun ( $C_n$ ) perusteella kolmeen jakeeseen<sup>1</sup>: bensiinijakeet (C5–C10), keskitisleet (>C10–C21) ja raskaat öljyjakeet (>C21–C40). Lisäksi on annettu kynnysarvo öljyjakeille (>C10–C40).

Öljyhiilivetyjen kynnys- ja ohjearvoja voidaan käyttää tunnistettaessa alustavasti maaperään päässeän öljyn koostumusta ja mahdollisia riskejä. Öljyhiilivetyjen kynnys- ja ohjearvot eivät kuitenkaan perustu samaan laskennalliseen riskitarkasteluun kuin muilla PIMA-asetuksen haitta-aineilla (Reinikainen 2007), koska jokaiseen edellä mainittuun jakeeseen kuuluu edelleen ominaisuuksiltaan erilaisia hiilivetyjä, joiden yhteispitoisuudelle ei voi määrittää riskiperusteista viitearvoa (ainekohtaiset erot kulkeutumisessa, altistumisessa ja vaikutuksissa).

<sup>1</sup> nimetyllä hiilivetyjakeella tarkoitetaan n-parafiinisarjaa kaasukromatografisessa analyysissä.

Öljyhiilivetykoostumuksen tarkempaan selvittämiseen ja öljystä aiheutuvien ympäristö- ja terveysriskien arviointiin suositellaan käytettäväksi avainyhdisteiden lisäksi ns. fraktiokohtaista lähestymistapaa. Menettely perustuu öljyhiilivetyjen riskinarviointia kehittäneen työryhmän (Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group, TPHCWG) esittämään ohjeeseen, jonka mukaan öljyhiilivedyt jaetaan kuuteen alifaattiseen ja seitsemään aromaattiseen hiilivetyfraktioon ns. hiiliequivalenttien mukaan (EC, Equivalent Carbon). Hiiliequivalentti määräytyy aineen kiehumispisteen perusteella ja vastaa sen kulkeutumisaikaa kaasukromatografian kolonnissa *n*-alkaaneihin verrattuna. Samaa fraktioon (jakeeseen) kuuluvilla hiilivedyillä oletetaan olevan samankaltaiset ominaisuudet sekä myrkyllisyyden että ympäristökäyttäytymisen suhteen alkuperäisen öljytuotteen koostumuksesta riippumatta. Eri maiden kansallisissa ohjeistuksissa fraktioiden jaotteluperusteet vaihtelevat eivätkä välttämättä suoraan vastaa em. fraktiointia. (Gustafson ym. 1997.)



## Öljyhiilivetyjakeita koskevat toimenpidesuosituks

Kun maaperässä tai pohjavedessä on öljyhiilivetyjä, fraktiokohtaiset pitoisuudet tulisi mitata aina vähintään muutamista maa- ja pohjavesinäytteistä, jotka edustavat käsitteellisessä mallissa tunnistettuja ja öljyhiilivetyjen kannalta merkityksellisiä arviointialueita. Tässä on otettava huomioon, että alueella voi olla useita erityyppisiä öljytuotteita ja erikäisiä pilaantumia, joiden öljyhiilivetykoostumus vaihtelee.

Fraktiointitulosten ja kohteen historia-tietojen perusteella arvioidaan maaperässä esiintyvän öljyn koostumus, jota käytetään riskinarvioinnin perustana. Tietoa käytetään tarvittaessa myös arvioitaessa öljyhiilivetyjen ohjearvojen soveltuvuutta kohteeseen. Myös tavanomaisen öljyhiilivetyanalyysin tuottamaa kromatogrammia voidaan hyödyntää arvioitaessa öljyn koostumusta ja päästön ikää.

Öljyhiilivetyfraktioiden lisäksi riskinarvioinnissa tarkastellaan tarvittaessa erikseen PAH-yhdisteitä sekä BTEX-yhdisteitä, MTBE:tä ja TAME:a.

## Öljyhiilivetyjen ja öljytuotteiden käyttäytyminen maaperässä

Poltto- ja voiteluaineina käytettävät öljyhiilivetyseokset ovat vettä kevyempiä orgaanisia kemikaaleja eli LNAPL-nesteitä (light non-aqueous phase liquids). Kun em. öljyhiilivetyjä pääsee maaperään, ne esiintyvät ja kulkeutuvat alkuvaiheessa pääasiassa omana erillisenä LNAPL-faasinaan, jonka kulkeutumiseen maaperässä vaikuttavat öljypäästön luonne ja öljyfaasin ominaisuudet, kuten tiheys ja viskositeetti, sekä maaperäolosuhteet (mm. raekoko, huokoisuus, vesipitoisuus ja kerrosrakenne). Öljyfaasi kulkeutuu paino-

voiman vaikutuksesta nopeasti vettä hyvin läpäisevän maaperässä. Riittävän suurissa äkillisissä päästöissä tai jatkuissa pitkäaikaisissa vuodoissa osa öljystä kulkeutuu koko vajovesikerroksen läpi ja kertyy pohjaveden pinnan yläpuoliseen kapillaarikerrokseen ns. vapaaksi öljyfaasiksi, jolloin maaperän pidätyskapasiteetti ylittyy ja suurin osa maaperän huokostilasta täytyy öljystä. Jos päästö jatkuu, vapaa öljyfaasi leviää pohjaveden pinnalla vaakasuunnassa erityisesti pohjaveden gradientin suuntaan. Kerroksellisessa maaperässä öljy voi kerääntyä vapaaksi faasiksi myös tiiviiden maakerrosten päälle tai kulkeutua näiden ohjaamana. (Newell ym. 1995.)

Kulkeutuessaan maaperässä osa öljyfaasista pidättyy kapillaarivoimien vaikutuksesta pisaroina tai pisarykelminä maan huokostilaan ns. jäännösfaasiksi. Hienorakeisissa maalajeissa (esim. savi ja siltti) kapillaarivoimien vaikutus ja maan pidätyskapasiteetti on suurempi kuin karkearakeisissa maalajeissa. Lisäksi maan pidätyskyky kasvaa suhteessa öljyn viskositeettiin. Esimerkiksi hieno hiekka ja siltti voi pidättää vajovesikerroksen jäännösfaasissa kuutiometriä kohti keskimäärin parikymmentä litraa (7000-8000 mg/kg) bensiiniä ja vajaa 100 litraa (35000-40000 mg/kg) raskasta polttoöljyä, kun taas sorassa maan pidätyskapasiteetti samoille öljytuotteille on lähes kymmenen kertaa pienempi. Lähinnä karkearakeisissa maalajeissa rankkasateet ja keväiset sulamisvedet voivat toisaalta mobilisoida myös vajovesikerroksen jäännösfaasissa olevaa öljyä maan huokostilan täyttyessä hetkellisesti vedellä. (Newell ym. 1995; Nielsen 2003.)

Jäännösfaasissa oleva öljy ei enää kulkeudu omana faasinaan, mutta siitä liukenee öljyhiilivetyjä vajo- ja pohjaveteen sekä haihtuu huokoskaasuun. Nämä voivat edelleen kulkeutua veden mukana ja kaasuna sekä hajota biolo-

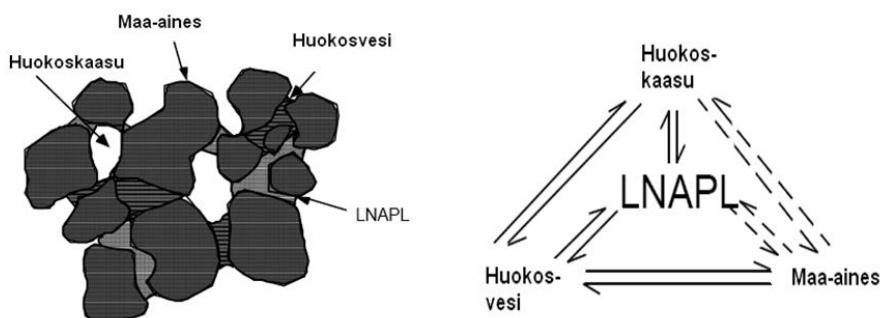
gisesti. Jäännösfaasi muodostaa kuitenkin edelleen oman faasin, jolloin liukenemista, haihtumista ja biohajoamista tapahtuu vain sen reunoilta. Jäännösöljyfaasin sisällä olevien hiilivetyymolekyylien käyttäytymistä säätelee siis ko. öljyfaasi. Tästä seuraa, että esimerkiksi haihtuvia, biohajoavia ja vesiliukoisia öljyhiilivetyjä (esim. BTEX-yhdisteet) esiintyy vajovesikerroksesta huomattavasti pitempään kuin vajovesiympäristön keskimääräisen olosuhteen perusteella voisi olettaa.

Öljyfaasin reunoilla yksittäisten hiilivetyjen jakautumista öljyfaasin, maa-aineksen, huokosveden ja huokosilman välillä säätelee aineiden molekyylirakenne (fysikaalis-kemialliset ominaisuudet) yhdessä maaperän ominaisuuksien kanssa. Lisäksi öljyhiilivetyjen kohtaloon vaikuttaa maaperän mikrobiologinen aktiivisuus.

Maaperässä öljyhiilivetyseoksen koostumus myös muuttuu haihtumisen, liukene-  
misen ja biologisen hajoamisen seurauksena. Öljyhiilivetyjen haihtuvuus ja vesiliukoisuus vähentyvät ja hajoaminen hidastuu molekyylilukoon kasvaessa, minkä seurauksena raskaimpien hiilivetyjen suhteellinen osuus maaperän öljypitoisuudesta kasvaa

ajan kuluessa. Molekyylilukoltaan toisiaan vastaavista hiilivedyistä aromaattiset yhdisteet ovat rakenteensa vuoksi alifaattisia yhdisteitä vesiliukoisempia, mutta heikomminkin haihtuvia. Öljyhiilivetyjen biologinen hajoaminen on nopeinta suoraketjuisilla alkaaneilla. Raskaiden PAH-yhdisteiden sekä haaroittuneiden ja syklisten alifaattien hajoaminen on tavallisesti erittäin hidasta. (Potter ja Simmons 1998). Pitkälle hajonneen jäännösfaasin öljyhiilivetykoostumus eroaa usein merkittävästi alkuperäisen seoksen koostumuksesta.

Riskinarviointia varten hiilivetyfraktioiden fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia kuvaaville muuttujille on esitetty oletusarvot (taulukko 2). Erot hiilivetyjen ympäristökäyttäytymisessä kevyiden ja raskaiden jakeiden välillä ovat erittäin suuria. Esimerkiksi ohjearvoille määritellyn keskitislejakeen (>C10-C21) alkupäässä olevat aromaattiset hiilivedyt liukenevat suhteellisen hyvin veteen ja sekä aromaattiset että alifaattiset hiilivedyt haihtuvat herkästi ilmaan. Saman jakeen loppupäässä olevat alifaattiset hiilivedyt sen sijaan ovat käytännössä maaperässä kulkeutumattomia.



Kuva 2. Öljyn jakautuminen maaperän eri faaseihin kyllästymättömässä kerroksessa (Newell ym. 1995).

Taulukko 2. Öljyhiilivetyfraktioiden ominaisuuksia (Gustafson ym. 1997, Otte ym. 2001).

5/10

M = molekyylipaino, S = liukoisuus veteen,  $V_p$  = höyrynpaine, H = Henryn lain vakio,  $K_{oc}$  = orgaaninen hiili-vesi -jakautumiskerroin ja  $K_{ow}$  = oktanoli-vesi -jakautumiskerroin.

Fraktio	M [g/mol]	S (+10 °C) [mg/l]	$V_p$ (+10 °C) [Pa]	H (+10 °C) [-]	logK <sub>oc</sub> [l/kg]	logK <sub>ow</sub> [-]
Alifaattiset						
EC5-EC6	81	28	50007	47	2,9	3,52
>EC6-EC8	100	4,2	8610	50	3,6	3,60
>EC8-EC10	130	0,325	821	55	4,5	3,69
>EC10-EC12	160	0,0261	79	60	5,4	3,76
>EC12-EC16	200	0,00059	3,55	69	6,7	3,85
>EC16-EC35	270	0,000000999	0,172	87	8,8	3,97
Aromaattiset <sup>2</sup>						
>EC8-EC10	120	65	821	0,39	3,2	3,55
>EC10-EC12	130	25	79	0,13	3,4	3,58
>EC12-EC16	150	5,8	3,55	0,028	3,7	3,61
>EC16-EC21	19	0,65	0,172	0,0019	4,2	3,66
>EC21-EC35	240	0,0066	0,000017	0,000017	5,1	3,74

<sup>2</sup> Fraktioon >EC6-C8 kuuluvat ainoastaan bentseeni ja tolueeni, joille on määritetty erikseen ominaisuustiedot.

## Kyllästymispitoisuus

Haitta-aineiden liukoisuus, haihtuvuus ja maaperän pidätyskyky asettavat rajoituksia aineiden jakautumiselle eri faasien välillä. Näitä rajoituksia voidaan kuvata ns. kyllästymispitoisuuden avulla (ks. luku 4.8.2.2 ja liite 9). Kyllästymispitoisuuden yläpuolella päästöt maaperästä huokosilman kautta ulko- tai sisäilmaan tai huokosveden kautta liukoisesa muodossa pohjaveteen eivät periaatteessa voi lisääntyä, vaikka pitoisuus maaperässä nousisi kuinka suureksi tahansa.

Öljyhiilivetyjen kulkeutumisen arvioinnissa kyllästymispitoisuuden huomioonottaminen on tärkeää, koska erityisesti raskaimmat hiilivetyjakeet ovat erittäin niukkaliukoisia ja heikosti haihtuvia. Taulukossa 3 on esitetty maaperän kyllästymispitoisuudet öljyhiilivetyfraktioille, jotka on laskettu käyttämällä liitteessä 9 esitettyä kaavaa ja taulukon 2 ominaisuustietoja sekä kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteita vastaavia

oletusarvoja tarvittaville maaperän ominaisuuksille.

Toisaalta on tärkeä ottaa huomioon, että kyllästymispitoisuuden perusteella ei voi arvioida luotettavasti NAPL-faasissa esiintyvien hiilivetyjen käyttäytymistä maaperässä. Esimerkiksi raskaiden alifaattisten öljyhiilivetyjen (>EC12) kulkeutuminen jäännösöljyfaasista pohjaveteen ja edelleen veden mukana öljykolloideina<sup>3</sup> voi olla selvästi suurempaa kuin aineiden teoreettisten vesiliukoisuuksien ja maaperän kyllästymispitoisuuksien perusteella voisi olettaa (Franken ym. 1999). Tasapainotilaa ei myöskään käytännössä sellaisenaan esiinny luonnon olosuhteissa maaperässä jatkuvasti tapahtuvien muutosten (mm. kosteuspitoisuuden ja lämpötilan vaihtelut sekä öljyn muuntuminen) sekä

<sup>3</sup> Läpimitaltaan 10-4–10-6 mm suuruisia hiukkasia tai suurmolekyylejä tai niiden ryhmiä sekoittuneina ympäröivään väliaineeseen (määritelmä: Rossi 2003)

Taulukko 3. Öljyhiilivetyfraktioiden kyllästymispitoisuudet maaperässä<sup>4</sup>

6/10

Fraktio	C <sub>sat</sub> [mg/kg]	Fraktio	C <sub>sat</sub> [mg/kg]
Alifaattiset		Aromaattiset	
EC5-EC 6	378	>EC8-EC10	1040
>EC6-EC8	192	>EC10-EC12	631
>EC8-EC10	105	>EC12-EC16	291
>EC10-EC12	66	>EC16-EC21	103
>EC12-EC16	30	>EC21-EC35	8,3
>EC16-EC35	6,3		

<sup>4</sup> Maaperän ominaisuudet:  $\theta_w = 0,2$ ;  $\theta_a = 0,2$ ;  $\rho_s = 1,72$  kg/L ja  $f_{oc} = 0,01$ .

maaperän heterogeenisuuden vuoksi. Siksi öljyhiilivetyjen kulkeutumisen arviointia tulisi täydentää aina vähintään pohjavesinäytteenotolla sekä tarvittaessa myös muilla ympäristötutkimuksilla (mm. huokos- ja sisäilmamittaukset).

Lisäksi on otettava huomioon, että sadevesien maaperästä huuhtomat öljyhiilivedyt voivat kulkeutua pilaantuneen alueen ulkopuolelle tai vesistöihin valumavesien mukana. Kulkeutumista voi tapahtua liukenemattomana faasina, veteen liuenneena tai kiintoaineeseen sitoutuneena.

## Ekologiset riskit

Öljyhiilivetyjen vaikutuksista maaperä- ja vesieliöille on saatavilla kirjallisuudessa suhteellisen vähän tietoa. Toksisuustestejä on tehty lähinnä tuotekohtaisesti tarkastelemalla öljyhiilivetyjen kokonaispitoisuuksia sekä erikseen yksittäisillä PAH-yhdisteillä ja BTEX-yhdisteillä. Yleinen käsitys kuitenkin on, että eliöille helpommin saatavilla olevat vesiliukoiset ja kevyet hiilivedyt ovat maaperässä haitallisempia kuin niukkaliukoiset, raskaat öljyhiilivedyt. Toisaalta maaperässä luontaisesti esiintyvät mikrobit pystyvät hajottamaan helpoiten juuri vesiliukoisia ja kevyitä hiilivetyjä, minkä seurauksena raskaiden jakeiden osuus maaperän öljypitoisuudesta kasvaa ja

siten öljyn haitallisuus maaperässä pienenee ajan kuluessa (Potter ja Simmons 1998).

Koska öljyhiilivetyjen oletetaan vaikuttavan eliöissä pääosin samalla tavalla ja niiden biosaatavuus maaperässä vaihtelee mm. molekyylikoon ja -rakenteen sekä vesiliukoisuuden mukaan, fraktiokohtaista tarkastelua voidaan soveltaa ekologisten riskien arvioinnissa. Taulukossa 4 on esitetty öljyhiilivetyfraktioille määritetyt maaperän ekologiset viitearvot, jotka vastaavat maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämisen yhteydessä laskettuja ekologisista viitearvoja (Reinikainen 2007). Arvot perustuvat kaasuöljyllä (DMA-laatu) ja kuudella eri sedimenttieliölajilla tehtyjen toksisuustestien tuloksiin. Tulosten on raportoitu vastaavan suhteellisen hyvin myös muilla öljytuotteilla/öljyhiilivedyillä tehtyjä yksilajitestejä. (Verbruggen 2004.).

Viitearvojen laskennassa on oletettu, että öljyhiilivedyt vaikuttavat eliöissä pääosin samalla mekanismilla (narkoosi), jonka voimakkuus määräytyy eliöön imeytyneen hiilivetypitoisuuden (internal membrane concentration) perusteella. Oletuksen mukaan vaikutus on samassa kokonaishiilivetypitoisuudessa yhtä suuri hiilivetykoostumuksesta riippumatta. Maaperässä tai vedessä olevan kokonaispitoisuuden perusteella vaikutuksia ei voida kuitenkaan arvioida, koska yksittäisten yhdisteiden biosaatavuudessa eliöille on

Fraktio	SVP [mg.kg <sup>-1</sup> ]	Max. HI <sup>6)</sup>	SHP <sub>eko</sub> [mg.kg <sup>-1</sup> ]	Max. HI <sup>6)</sup>	SHPTeko [mg.kg <sub>1</sub> ]	Max. HI <sup>6)</sup>
<b>Alifaattiset</b>						
EC5-EC 6	0,55	>1	16	>1	32	>1
>EC6-EC8	0,54	>1	15	>1	30	>1
>EC8-EC10	0,49	>1	14	>1	28	>1
>EC10-EC12	0,91	>1	26	>1	52	>1
>EC12-EC16	9,9	>1	280 <sup>1)</sup>	0,29	560 <sup>1)</sup>	0,15
>EC16-EC35	.. <sup>5)</sup>	.. <sup>5)</sup>	.. <sup>5)</sup>	.. <sup>5)</sup>	.. <sup>5)</sup>	.. <sup>5)</sup>
<b>Aromaattiset</b>						
EC5-EC7	1,3	>1	39	>1	78	>1
>EC7-EC8	1,5	>1	44	>1	88	>1
>EC8-EC10	1,7	>1	49	>1	98	>1
>EC10-EC12	2,0	>1	56	>1	112	>1
>EC12-EC16	2,4	>1	68	>1	136	>1
>EC16-EC21	3,1	>1	88	>1	176	>1
>EC21-EC35	7,0	0,49	200 <sup>5)</sup>	0,49	400 <sup>5)</sup>	0,15

<sup>5)</sup> Jos maaperässä ei esiinny riittävästi kevyempiä hiilivetyjakeita, laskennallinen ekologinen riskiä ei ole merkittävä, koska fraktioon kuuluvien hiilivetyjen suuri molekyylikoko ja alhainen vesiliukoisuus rajoittaa niiden biosaataavuutta eli pitoisuus eliössä ei voi nousta viitearvoa vastaavalle tasolle.

<sup>6)</sup> Max. HI = osuus vaaraindeksistä ( $HI = HQ_1 + HQ_2 + \dots + HQ_n$ ), jonka kyseinen fraktio voi enimmillään aiheuttaa; viitearvoa vastaavassa pitoisuudessa yksittäisen fraktion osalta  $HQ = 1$ .

suuria eroja. Samaan fraktioon kuuluvilla hiilivedyillä biosaataavuus on puolestaan oletettu samanlaiseksi. (Verbruggen 2004.)

Viitearvojen laskennassa käytetyt HC5- ja HC50-arvot (SVP ja SHPEko) on ensin johdettu eliöistä mitattujen pitoisuuksien perusteella (Reinikainen 2007). Tämän jälkeen nämä on muunnettu tasapainojakautumisyhtälöillä pitoisuuksiksi huokosvedessä ja edelleen maaperässä käyttämällä fraktiokohtaisina lähtötietoina taulukossa 2 esitettyjä arvoja ja maaperän orgaanisen hiilen pitoisuutena arvoa 5,8 % ( $f_{oc} = 0,058$ ). (Verbruggen 2004.)

Laskettujen viitearvojen perusteella lyhytkejuiset alifaattiset hiilivedyt ovat keskimäärin hieman haitallisempia eliöille kuin näitä molekyylikooltaan vastaavat aromaattiset

yhdisteet. Raskaampien jakeiden (alifaatit >EC12 ja aromaatit >EC21) osalta suuri molekyylikoko ja alhainen vesiliukoisuus puolestaan rajoittaa aineiden biosaataavuutta niin paljon, ettei näille jakeille voi määrittää ekologisia viitearvoja tasapainojakautumislaskennan avulla. Tästä huolimatta maaperässä ja vesistöissä raskaiden öljyhiilivetyjen suuret pitoisuudet saattavat olla haitallisia, mikäli eliöt tahrinutuvat öljyyn (esim. öljyvahingot vesistöissä).

Koska öljyhiilivetyjen oletetaan vaikuttavan eliöissä samalla tavalla, voidaan hiilivetyfraktioiden yhteisvaikutus olettaa suoraan summautuvaksi (additiiviseksi). Yhteisvaikutuksesta aiheutuvaa riskiä voidaan arvioida vaaraindeksin (HI, Hazard Index) perus-

Taulukko 5. Öljyhiilivetyfraktioiden sallitun enimmäissaannin arvot ja vaikutusten kohde-elimet. Esitetyt arvo eivät koske syöpävaarallisia aineita (Edwards ym. 1997)

8/10

Fraktio	TDI µg/kg/vrk	TCA µg/m <sup>3</sup>	Kriittiset vaikutukset/kohde-elimet
<b>Alifaattiset</b>			
>EC5-EC8	2000	18 400	Hermosto
>EC8-EC16	100	1 000	Maksa ja veri
>EC16-EC35	2000	NA	Maksa
<b>Aromaattiset</b>			
>EC5-EC8 <sup>7)</sup>	200	400	Maksa ja munuaiset
>EC8-EC16	40	200	Kehon, maksan ja munuaisten paino
>EC16-EC35	30	NA	Munuaiset

<sup>7)</sup> Fraktioon kuuluvat ainoastaan bentseeni ja tolueni, joille on määritetty erikseen enimmäisaantiarvot (ks. luku 4.1.1).

TDI: Sallittu päivittäinen enimmäisaanti pitkäaikaisessa altistuksessa (Tolerable Daily Intake).

TCA: Sallittu hengitysilman enimmäispitoisuus pitkäaikaisessa altistuksessa (Tolerable Concentration Air)

NA: tietoa ei saatavissa (raskaimpien jakeiden osalta tähän vaikuttaa aineiden heikko haihtuvuus)

teella, jolloin eri fraktioille määritetyt vaaraosamäärän arvot (HQ) lasketaan yhteen. Esimerkiksi; mikäli hyväksyttävänä riskinä (vaikutuksena) yksittäiselle fraktiolle pidetään pitoisuustasoa HC50 ( $SHP_{eko}$ ), saa mitattujen fraktiokohtaisten pitoisuuksien ( $C_i$ ) ja  $SHP_{eko}$ -arvojen osamäärien summa olla korkeintaan yksi ( $HI = \sum C_i / SHP_{eko} \leq 1$ ).

Taulukossa 4 esitetyt ekologiset viitearvot perustuvat ainoastaan muutamaa sedimenttieliöllä tehtyihin tutkimuksiin ja kuvaavat siten vain suuntaa-antavasti pitoisuustasoja, jotka voivat olla haitallisia maaperäeliöille. Käytännössä erot eri lajien herkkyydessä öljyhiilivedyille voivat olla huomattavia ja mm. kohteen maaperäolosuhteet vaikuttavat merkittävästi siihen, kuinka suurta eliöiden todellinen altistuminen on ja millaisia vaikutuksia altistumisesta aiheutuu.

## Terveysriskit

Öljyhiilivetyjen terveysriskien arvioinnissa tarkastellaan tavallisesti erikseen syöpäriskiä sekä muihin terveysvaikutuksiin perustuvia

riskejä (ks. luku 4.8). Syöpäriski arvioidaan maaperässä esiintyvien syöpävaarallisten hiilivetyjen, käytännössä bentseenin ja karsinogeenisten PAH-yhdisteiden perusteella.

Muut öljyhiilivetyjen aiheuttamat terveysriskit arvioidaan maaperässä mahdollisesti esiintyvien ei-syöpävaarallisten avainyhdisteiden<sup>8</sup> sekä öljyhiilivetyfraktioiden avulla. Kvantitatiivista arviointia varten öljyhiilivetyfraktioille on asetettu sallitun enimmäisaannin viitearvot sekä suun että hengitysilman kautta tapahtuvalle altistukselle (taulukko 5). Nämä arvot perustuvat joko fraktioon kuuluville yksittäisille hiilivedyille tai näitä vastaaville hiilivetyseoksille esitettyihin enimmäisaantiarvoihin (Edwards ym. 1997).

Yksittäisen hiilivetyfraktion hyväksyttävänä riskinä voidaan yleensä pitää tasoa, jossa arvioitu altistuminen keskimääräisenä päivittäisaantina ilmoitettuna on korkeintaan yhtä suuri kuin aineen enimmäisaantiarvo ( $HQ \leq 1$ ). Laskettua hengitysilman pitoisuutta voi-

<sup>8</sup> Myös syöpävaarallisilla aineilla on ei-karsinogeenisia vaikutuksia, jotka saattavat ilmentyä pienemmillä annostasoilla kuin syöpä.

Taulukko 6. Öljyhiilivetyfraktioiden terveysperusteiset viitearvot ja merkittävimpien altistusreittien osuus (%) lasketusta kokonaisaltistuksesta näissä arvoissa. Esitetyt viitearvot eivät koske syöpävaarallisia aineita.

9/10

Aine	SHP <sub>ter</sub> [mg.kg <sup>-1</sup> ]	Maan niel. [%]	Ravinto- kasvit [%]	Sisäilma [%]	SHPT <sub>ter</sub> [mg.kg <sup>-1</sup> ]	Maan niel. [%]	Sisäilma [%]
<b>Alifaattiset</b>							
EC5-EC 6	3,1	<1	<1	99,9	14	<1	100,0
>EC6-EC8	7,0	<1	<1	99,9	33	<1	100,0
>EC8-EC10	1,5	<1	<1	99,9	6,8	<1	100,0
>EC10-EC12	7,6	<1	<1	99,9	35	<1	100,0
>EC12-EC16	59 <sup>1)</sup> 25000 <sup>2)</sup>	<1 27,5	<1 <1	99,9 49,2	280 <sup>1)</sup> 180000 <sup>2)</sup>	<1 59,3	99,9 10,3
>EC16-EC35	3900 <sup>1)</sup> >1000000 <sup>2)</sup>	<1 78,9	<1 1,3	99,7 <1	18000 <sup>1)</sup> >1000000 <sup>2)</sup>	70,7	8,1
<b>Aromaattiset</b>							
EC5-EC7	4,3 <sup>3)</sup>	<1	2	97,4	18 <sup>3)</sup>	<1	100,0
>EC7-EC8	9,2 <sup>3)</sup>	<1	3,4	95,8	39 <sup>3)</sup>	<1	100,0
>EC8-EC10	5,6	<1	5,1	94,0	28	<1	99,9
>EC10-EC12	28	<1	16,7	80,7	160	<1	99,8
>EC12-EC16	140	<1	45,0	49,1	1400	1,2	98,5
>EC16-EC21	930 <sup>1)</sup> 47002, <sup>4)</sup>	3,4 17,2	14,9 15,0	69,9 8,6	5700 <sup>1)</sup> 72000 <sup>2)</sup>	81,1	1,9
>EC21-EC35	9000 <sup>1)</sup> 18000 <sup>2)</sup>	33,1 64,8	<1 1,3	48,8 <1	39000 <sup>1)</sup> 74000 <sup>2)</sup>	44,7 82,9	46,1 <1

<sup>1)</sup> Kyllästymispitoisuus ylittyy. Risc-Human-malli ei ota huomioon aineen fysikaalis-kemiallisten ominaisuuksiensa asettamaa rajoitusta haihtuvuudelle ja laskennalliselle huokos-/sisäilman pitoisuudelle.

<sup>2)</sup> Malliin syötetty "mitattuna" lähtötietona sisäilman pitoisuus kyllästymispitoisuudessa. Tämä sisäilman pitoisuus johdettu laskennallisesta huokosilman enimmäispitoisuudesta (ks. luku 4.3, kaava 18;  $C_{pw} = S$ ) laimenemiskertoimilla 1780 (alifaatit) ja 1760 (aromaatit). Laimenemiskertoimet saatu muille hiilivetyfraktioille laskettujen huokosilman ja sisäilman pitoisuuksien perusteella ( $C_{pa}/C_{ia}$ ).

<sup>4)</sup> Altistus suihkuveden kautta 34 % (iho) ja juomaveden kautta 20 % lasketusta kokonaisaltistuksesta SHP<sub>ter</sub>-arvossa (absorboituminen talousveteen vesijohdon läpi).

daan verrata myös suoraan fraktiolle esitettyyn hengitysilman viitearvoon. Niiden hiilivetyfraktioiden, joiden vaikutukset elimistössä kohdistuvat samoihin elimiin, yhteisvaikutus voidaan yleensä olettaa suoraan summautuvaksi eli additiiviseksi (ATSDR 1999; Baars 2001). Yhteisvaikutuksesta aiheutuvaa riskiä voidaan arvioida vaaraindeksin perusteella, jolloin eri fraktioille määritetyt vaaraosamäärän arvot lasketaan yhteen. Alifaattisista hiilivedyistä vaaraosamäärät laskea yhteen jakeille

>EC8–EC35, kun taas aromaattisten hiilivetyjen yhteisvaikutukset tulisi arvioida erikseen jakeille >EC8–EC16 sekä >EC16–EC35 (ks. taulukko 5). Hyväksyttävän riskin rajana pidetään yleensä vaaraindeksin arvoa yksi.

Taulukossa 6 on esitetty öljyhiilivetyfraktioille Risc-Human 3.1-ohjelmalla lasketut terveysperusteiset viitearvot (SHP<sub>ter</sub> ja SHPT<sub>ter</sub>). Laskenta vastaa maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteiden yhteydessä esitettyä terveysperusteisten viitearvojen lasken-

taa. Hiilivetyfraktioiden ominaisuustietoina on käytetty taulukossa 2 esitettyjä arvoja.

Suoritetun viitearvolaskennan mukaan öljyhiilivetyjen aiheuttamien terveysriskien kannalta selvästi merkityksellisin altistusreitti on sisäilman hengityksen kautta tapahtuva altistuminen, kun pohjaveden käyttöä juomavetenä ei oteta huomioon. Tuloksia tarkasteltaessa on kuitenkin tärkeä tietää, että Risc-Human-malli ei ota hengitysilman pitoisuutta laskiessaan huomioon mahdollista kyllästymispitoisuuden ylittymistä, minkä seurauksena se yliarvioi merkittävästi erityisesti heikko-liukoisimpien alifaattisten öljyhiilivetyjen (>EC12) kulkeutumista hengitysilmaan ja siitä aiheutuvaa altistusta. Kun sisäilman pitoisuus johdetaan kyllästymispitoisuutta vastaavasta huokosilman enimmäispitoisuudesta Risc-Human-mallin laskentaperiaatteita soveltaen, ovat terveysperusteiset viitearvot raskaammille alifaattisille hiilivedyille (>EC12) useita satoja kertoja suurempia. Tämä tarkoittaa sitä, että käytännössä raskaimpien öljyhiilivetyjen pitoisuudet sisäilmassa eivät voi nousta haitalliselle tasolle. Toisaalta Risc-Human-malli yliarvioi käytännössä altistumista myös herkemmin haihtuville hiilivedyille ( $\leq$ EC12), koska se ei ota huomioon aineiden luontaista biohajoavuutta, jonka on todettu vähentävän merkittävästi todellista sisäilmariskiä (ks. luku 4.7.4.2)

## Riskit pohjavedelle ja sen käytölle juomavetenä

Öljyhiilivetyjen aiheuttamaan pohjaveden pilaantumisriskiin vaikuttaa merkittävästi se, mitä öljytuotetta maaperään on päässyt ja kuinka vanha pilaantuma on kyseessä. Suurimmillaan pohjaveden pilaantumisriski on yleensä tuoreissa bensiiini- ja dieselpäästöissä, jolloin öljy voi kulkeutua erillisfaasina nopeasti vajovesikerroksen läpi ja levitä pohjaveden pinnalla. Öljyfaasin pysähtyttyä sen vesiliukoisimpien yhdisteiden leviäminen jatkuu pohjaveden mukana. Jo tapahtuneen kulkeutumisen arvioimiseksi maaperätutkimukset öljykohteissa onkin useimmiten syytä ulottaa pohjaveden pintaan asti ja näytteitä on otettava myös pohjavedestä. Tämän lisäksi on pyrittävä selvittämään, voiko maaperässä olla edelleen vapaata ja mahdollisesti kulkeutuvaa öljyfaasia. Myös raskaammat polttoöljyt voivat kulkeutua erillisfaasina pohjaveteen asti, mutta ne sisältävät pääosin veteen niukkaliukoisia hiilivetyjä, jotka eivät merkittävässä määrin leviä pohjaveden mukana.

Päästöhistorian tunteminen ja öljyn koostumuksen selvittäminen ovat keskeisiä lähtökohtia arvioitaessa pohjaveden mahdollista pilaantumista, koska maaperässä öljyn koostumus muuttuu ja kulkeutuminen vähenee. Jos alkuperäisestä päästöstä on pitkä aika (esim. kymmeniä vuosia) eikä kulkeutumista pohjaveteen ole tapahtunut, pohjaveden pilaantumisriski on yleensä merkityksettömän pieni. Tällöin riskinarvioinnissa tulee tarvittaessa tarkasteltava lähinnä BTEX-yhdisteitä ja MTBE:tä tai muita hapettimia.



Taulukko 7. Talousvetenä käytettävän pohjaveden pilaantumisriskin perusteella määritetyt maaperän viitearvot (SVP<sub>pv</sub>) öljyhiilivedyille. Esitetyt arvot eivät koske syöpävaarallisia aineita.

11/10

Fraktio	SVP <sub>pv</sub> [mg/kg]	RfC <sub>pv</sub> [µg/l]	RfC <sub>pv</sub> :n perusta	RfC <sub>pv</sub> / S [S: + 10°C]	Huomioitavaa
<b>Alifaattiset</b>					
EC5-EC 6	480	6000	TDI	0,21	
>EC6-EC8	2400 <sup>1)</sup>	6000	TDI	1,4	Ei merkit.riskiä
>EC8-EC10	950	300	TDI	0,92	
>EC10-EC12	7500 <sup>1)</sup>	300	TDI	11,5	Ei merkit. riskiä <sup>3</sup>
>EC12-EC16	150000 <sup>1)</sup>	300	TDI	508	Ei merkit. riskiä <sup>3</sup>
>EC16-EC35	>1000000 <sup>1)</sup>	6000	TDI	6006000	Ei merkit. riskiä <sup>3</sup>
<b>Aromaattiset</b>					
EC5-EC7	.. <sup>2</sup>	.. <sup>2</sup>	.. <sup>2</sup>	.. <sup>2</sup>	Bentseeni
>EC7-EC8	.. <sup>2</sup>	.. <sup>2</sup>	.. <sup>2</sup>	.. <sup>2</sup>	Tolueeni
>EC8-EC10	19	120	TDI	0,0018	
>EC10-EC12	30	120	TDI	0,0048	
>EC12-EC16	60	120	TDI	0,021	
>EC16-EC21	140	90	TDI	0,14	
>EC21-EC35	1100 <sup>1)</sup>	90	TDI	13,6	Ei merkit. riskiä <sup>3</sup>

<sup>1)</sup> Enimmäisvesiliukoisuus ylittyy: valittujen lähtötietojen ja –oletusten mukaan arvioituna riskiä talousvetenä käytettävän pohjaveden pilaantumiseen ei ole, mikäli pohjavedessä ei esiinny erillistä öljyfaasia.

<sup>2)</sup> Bentseenin ja tolueenin aiheuttama riski tulee arvioida tarvittaessa erikseen.

<sup>3)</sup> Kulkeutumista voi tapahtua öljykolloideina (ei liukoisessa muodossa).

Taulukossa 7 on esitetty öljyhiilivetyfraktioille laskennalliset, terveysperusteiset, viitearvot pohjaveden juomavesikäyttöön (SVP<sub>pv</sub>) perustuen. Laskennan perusteet on esitetty maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteita koskevassa julkaisussa (Reinikainen 2007). Laskennassa talousvesinormeja vastaavat pohjaveden sallitut enimmäispitoisuudet (RfC<sub>pv</sub>) on määritetty hiilivetyfraktioiden TDI-arvoista. Hiilivetyfraktioiden ominaisuustietoina tietoina on käytetty tämän liitteen taulukoissa 2 ja 5 esitettyjä arvoja.

Laskennan perusteella voidaan todeta, että terveysriskejä pohjaveden juomavesikäytön kautta tapahtuvassa altistuksessa voi aiheutua lähinnä aromaattisista (≤EC21) öljyhiilivedyistä. Alifaattisille fraktioille >EC10 lasketut turvalliset juomavesipitoisuudet ylittävät selvästi aineiden teoreettiset enimmäisvesiliukoisuudet eikä vesiliukoisimpien alifaattisten jakeiden esiintyminen maaperässä terveysriskien kannalta riittävän suurina pitoisuuksina ole yleensä todennäköistä. Aineiden mahdollinen kulkeutuminen öljykolloideina tulee kuitenkin arvioida erikseen, mikäli pitoisuudet maaperässä ovat suuria.

Lisäksi on otettava huomioon, että tietyt öljyhiilivedyt, kuten MTBE ja monet alkylibentseenit, voivat aiheuttaa juomavetenä käytettävässä pohjavedessä haju- ja makuhaittoja jo selvästi terveysperusteisia pitoisuusrajoja pienemmissä pitoisuuksissa (WHO 2011). Käytännössä laskettuja pohjaveden enimmäispitoisuuksia ( $RfC_{pv}$ ) voikin pitää talousvesikäytön kannalta liian suurina lähes jokaiselle hiilivetyfraktiolle. Esimerkiksi aikaisemmassa sosiaali- ja terveysministeriön päätöksessä 74/1994 talousveden laatuvaatimuksista öljyhiilivetyjen kokonaispitoisuudelle oli annettu enimmäispitoisuus  $50 \mu\text{g/l}$ , joka alittaa selvästi hiilivetyfraktioille tässä lasketut enimmäispitoisuusarvot.

Erillisten öljyfaasien (LNAPL) esiintymisen maaperässä ja/tai pohjavedessä sekä niistä mahdollisesti aiheutuvat riskit pohjaveden laadulle ja käytölle on lisäksi arvioita-

va aina erikseen. Tämä on erityisen tärkeää kohteissa, joissa vedenottamo tai kaivo sijaitsee pilaantuneella alueella tai sen välittömässä läheisyydessä, koska tällöin öljy voi kulkeutua erillisfaasina suoraan juomaveteen. Pohjaveden pilaantumisen estämiseksi maaperässä mahdollisesti esiintyvä vapaa öljyfaasi tulisikin aina poistaa, mikäli tämä on mahdollista.

Pohjaveden pinnantason vaihteluiden seurauksena myös osa jäännösfaasista voi jäädä pohjavesipinnan alapuolelle. Tällöin pohjaveden pinnalle voi muodostua öljykalvo, joka saattaa kulkeutua lyhyitä matkoja veden mukana. Samasta syystä öljyillä pilaantuneiden alueiden pohjavesinäytteistä analysoidaan usein selvästi öljyhiilivetyjen enimmäisvesiliukoisuuksia suurempia pitoisuuksia, vaikka maaperässä ei olisikaan vapaata öljyfaasia.

## Määritelmät

Luontainen puhdistuminen tarkoittaa haitta-aineiden massan ja konsentraation vähentymistä luontaisten prosessien, pääasiassa biohajoamisen, kautta.

Monitoroitu luontainen puhdistuminen (MLP) on riskinhallinta-/kunnostusmenetelmä, jossa haitta-aineiden massan ja pitoisuuden väheneminen ajan myötä em. luontaisten prosessien (lähinnä biohajoaminen) tuloksena osoitetaan pilaantuneessa kohteessa seurantatulosten ja niiden tulkinnan avulla.

Monitoroidun luontaisen puhdistumisen ydinajatus perustuu siihen, että erityisesti öljyhiilivetyjen mikrobiologista hajoamista tapahtuu lähes poikkeuksetta maaperä- ja pohjavesiympäristössä. Kansainvälinen ja kotimainen tieteellinen tutkimus on osoittanut, että haitta-aineiden massan ja pitoisuuksien väheneminen näiden luontaisten prosessien kautta on merkittävää myös kylmissä ja hapettomissa olosuhteissa. Monien muiden haitta-aineiden kohdalla luontainen biohajoaminen on tapauskohtaisempaa eli siihen vaikuttavat kohteen geokemia, haitta-aineseos ja mikrobipopulaatiot.

## Tavoitteenasettelu pohjaveden riskinhallinnassa

Haitta-aineiden täydellinen poistaminen pohjavedestä tai tietyn pohjaveden pitoisuustason saavuttaminen eivät usein ole tarkoituksenmukaisia lähtökohtia riskinhallinnan suunnittelussa, koska näiden tavoitteiden saavuttaminen kestäväällä tavalla ei ole pääsääntöisesti mahdollista. Tästä syystä pohjaveden riskinhallinnan ja sen tavoitteiden asettelu tulisi perustua ensisijaisesti seuraaviin tekijöihin:

- Haitta-aineen massan ja pitoisuuden väheneminen pohjavedessä ajan funktiona
- Haitta-ainepluumin pienentyminen ajan funktiona

Pohjaveden riskinhallintana pidetään kaikkia niitä prosesseja ja toimenpiteitä, jotka *todennettavasti* johtavat näiden kahden tavoitteen saavuttamiseen. Toimenpiteet voivat koskea sekä päästölähdettä (maaperä) että haitta-aineita sisältävää pohjavettä (pluumi). Prosessien ja toimenpiteiden tehokkuus suhteessa haitta-aineiden alkuperäiseen massaansa ja pitoisuuteen ja kohdekohtaisiin ominaisuuksiin (pohjaveden virtaus jne.) puolestaan määrittävät sen, kuinka pitkän ajan kuluessa tavoitteet voidaan saavuttaa.

Kestävän riskinhallinnan näkökulmasta haitta-aineiden luontaisen hajoamispotentiaalın hyödyntäminen osana riskinhallinnan toteutusta on ensiarvoisen tärkeää. Mikäli pohjavedessä havaitaan haitta-aineita, joiden massan ja pitoisuuden väheneminen on lähtökohtaisesti epätodennäköistä ja olemassa olevan kohdekohtaisen mittausaineiston perusteella vähäistä, tulee riskinhallinnan tavoitteena olla vähintään haitta-ainepluumin pysyminen stabiilina eli pluumi ei saa levitä. Mikäli aktiivisilla kunnostusmenetelmillä, kuten pohjavettä pumpppaamalla ja käsittelemällä, voidaan kestäväällä tavalla saada aikaan haitta-aineen massan ja pitoisuuden vähenemistä, voivat tällaiset toimenpiteet olla perusteltuja. Pluumin leviämistä voidaan tarvittaessa pyrkiä estämään myös suoja-pumppauksin, vaikka tämä toimenpide on haitta-aineen massan ja pitoisuuden vähentämistarkoituksessa usein tehoton.

### Pohjaveden riskinhallinnan käsitteellinen malli

Pohjavettä koskeva riskinarviointi ja riskinhallinnan suunnittelu, kuten kunnostuksen tavoitteiden konkreettinen asettaminen, edellyttävät käsitteellisen mallin laatimista kohteesta. Käsitteellisen mallin perustana ovat kohteessa tehdyt tutkimukset ja muut havainnot sekä tiedot kohteen pilaantumishistoriasta ja haitta-aineiden ominaisuuksista (ks. luku 4.4). Pohjaveden osalta käsitteellisen mallin keskeisenä tarkoituksena on yhdistää kohteen hydrogeologiset tiedot päästöhistoriaa ja pilaantuneisuuden nykytilannetta eli pluumia koskeviin tietoihin. Päästöhistorian tunteminen on tärkeää erityisesti riskien

ajallisen ulottuvuuden tarkastelemiseksi, vaikka riskinarviointi ja kunnostustoimenpiteiden suunnittelu pohjautuvatkin lähinnä nykytilanteen ymmärtämiseen. Vanhoissa pilaantumistapauksissa pohjavesiriski eli haitta-aineiden kulkeutuminen pohjaveteen on jo usein osin toteutunut ja tilanne esim. pluumin kulkeutumisen osalta saattaa olla vakiintunut. Aikaperspektiivin käsittelemisen pohjavesiriskien tarkastelun osana on siksi lähes aina tarpeellista.

### Alustava arvio MLP:n soveltuvuudesta pohjaveden riskinhallintaan

MLP:n hyödyntäminen riskinarvioinnissa ja osana riskinhallintaa voidaan alustavasti arvioida haitta-aineiden biohajoavuuspotentiaalın (taulukko 1) perusteella esim. seuraavasti:

#### Merkittävän luontaisen puhdistumisen todennäköisyys suuri

- Öljyhiilivedyt, MTBE, osa PAH-yhdisteistä
- MLP:n hyödyntäminen arvioidaan kohteessa ja tilannetta verrataan 0-tilanteeseen (haitta-aineiden kulkeutuminen ilman luontaista biohajoamista).

#### Tehostetun luontaisen puhdistumisen mahdollisuus merkittävä

- Öljyhiilivedyt, kloorifenolit, MTBE, nitraatti, tietyt klooratut liuottimet
- Mahdollisuudet tehostaa luontaista puhdistumista ja niiden kustannus-/ekotehokkuus arvioidaan kohdekohtaisesti ja tilannetta verrataan 0-tilanteeseen (ei aktiivisia toimenpiteitä)

Haitta-aine	Käyttäytyminen		Lisähuomioita biohajoamisesta	Tehostetun MLP:n mahdollisuus
	Hajoaminen <sup>1</sup>	Kulkeutuminen <sup>2</sup>		
TEX	Erittäin suuri	Melko nopea	Sekä hapellisissa että hapettomissa olosuhteissa	Suuri, tarve arvioitava
Bentseeni	Suuri	Melko nopea	Joissain kohteissa hapeton hajoaminen vähäistä	Suuri, vähän kokemuksia
C5-C10	Erittäin suuri	Melko hidas	Ainakin osassa kohteista myös hapettomissa olosuhteissa.	Maaperässä suuri, pv:stä vähän kokemuksia, mutta todennäköisesti suuri
>C10-C21	Suuri	Hidas	Alhainen biosaataavuus hidastaa jakeen raskaimmilla yhdisteillä. Ainakin osassa kohteista myös hapettomissa olosuhteissa.	Maaperässä suuri, pv:stä vähän kokemuksia, mutta todennäköisesti suuri
>C21-C40	Pieni	Hidas	Alhainen biosaataavuus hidastaa	Pieni, vähän kokemuksia
PAH-yhdisteet	Melko suuri	Hidas-erittäin hidas	Vaihtelee yhdistekohtaisesti. Suurinta kevyimmille yhdisteille (esim. naftaleeni) sekä hapellisissa että hapettomissa olosuhteissa, alhainen biosaataavuus hidastaa raskaammilla.	Pieni, vähän kokemuksia
MTBE	Suuri	Nopea	Joissain kohteissa hapeton hajoaminen vähäistä	Suuri, vähän kokemuksia
PCE,TCE	Kohtuullisen pieni	Melko nopea	Osittainen muuntuminen erittäin yleistä. Täydellinen hajoaminen mahdollista, jos samassa kohteessa muuta orgaanista haitta-ainetta, esim. öljyhiilivetyjä ja hapettomat olosuhteet.	Suuri, jos olosuhteet oikeat, muuntumistuotteiden riskit huomioitava
Kloorifenolit	Melko suuri	Melko nopea	Nopeaa vain hapellisissa oloissa	Suuri, jos olosuhteet oikeat
Nitraatti	Kohtuullisen pieni	Nopea	Rajoittavana tekijänä usein luontaisen hiilenlähteen puute. Vaatii hapettomat olosuhteet.	Suuri hiilenlähdettä lisäämällä
Torjunta-aineet	Kohtuullisen pieni	Melko nopea-hidas	Vaihtelee ainekohtaisesti. Pitoisuudet usein hajoamisen kannalta pieniä	Pieni

<sup>1</sup>Merkittävän luontaisen biohajoaminen todennäköisyys<sup>2</sup>Kulkeutumisnopeus maaperässä ja pohjavedessä

**Monitoroidun tai tehostetun luontaisen puhdistumisen mahdollisuus vähäinen**

- Torjunta-aineet, PFAS-yhdisteet ja metallit
- Haitta-aineet eivät hajoa lainkaan tai ovat heikosti hajoavia pohjavesiympäristössä tai niiden pitoisuus on alhainen

Luontaisen puhdistumisen merkitys ja hyödyntämismahdollisuus haitta-aineiden massaa ja pitoisuutta vähentävänä prosessina on usein arvioitavissa niiden tietojen perusteella, jotka tulisi joka tapauksessa hankkia kohdekohtaista pilaantuneisuusselvitystä ja pohjavesiriskinarviota tehtäessä. Näitä perustekijöitä (kuva 1) ovat:

- päästölähteen/-lähteiden alueellinen rajausta, sen/niiden vaatimat toimenpiteet ja toimenpiteiden vaikutus pohjaveden haitta-ainepitoisuuksiin
- pluumin alueellinen rajausta (horisontaalisesti ja vertikaalisesti)
- pohjaveden virtaussuunta ja -nopeus
- pohjaveden geokemia pluumin eri osissa ja sen ulkopuolella
- haitta-aineiden ja mahdollisten muuntumistuotteiden pitoisuudet pluumin eri osissa

Luontaisen puhdistumisen merkitystä voidaan tämän jälkeen arvioida vertaamalla haitta-aineiden teoreettista kulkeutumista pohjaveden virtauksen mukana tosiasiallisesti havaittuun haitta-aineiden leviämiseen. Esimerkiksi; jos pohjaveden virtausnopeudesta laadittujen arvioiden mukaan haitta-ainepluumin pituuden tulisi olla noin 500 m, mutta kohteessa mitattu pluumin pituus on vain 100 m, on erotus (400 m) todennäköisesti seurausta haitta-ainemassan biohajoamisesta pluumissa. Toisaalta arvioinnissa on otettava huomioon, että pluumin pituuteen ja pitoisuuksiin vaikuttavat aina myös muut prosessit kuten dispersio ja sorptio.

## MLP kunnostussuunnitelmassa

Mikäli alustava arviointi osoittaa, että MLP saattaisi tulla kyseeseen kohteen kunnostus- ja riskinhallintaratkaisuna tai osana niitä, laaditaan tarkempi suunnitelma menetelmän soveltamisesta kohteessa. Monitoroidulla luontaisella puhdistumisella tai tehostetulla luontaisella puhdistumisella tulee aina olla selkeät tavoitteet. Käytännössä tämä tarkoittaa perusteltua arviota siitä, miten haitta-ainepitoisuudet tulevat alenemaan kohteessa ja millä aikavälillä tämä pitoisuuksien aleneminen tapahtuu. Haitta-ainepitoisuuksien seuranta ilman sille asetettuja määrällisiä ja ajallisia tavoitteita ei siis täytä MLP:n ehtoja. Tavoitteista tulee neuvotella viranomaisen kanssa suunnitelman laadinnan yhteydessä.

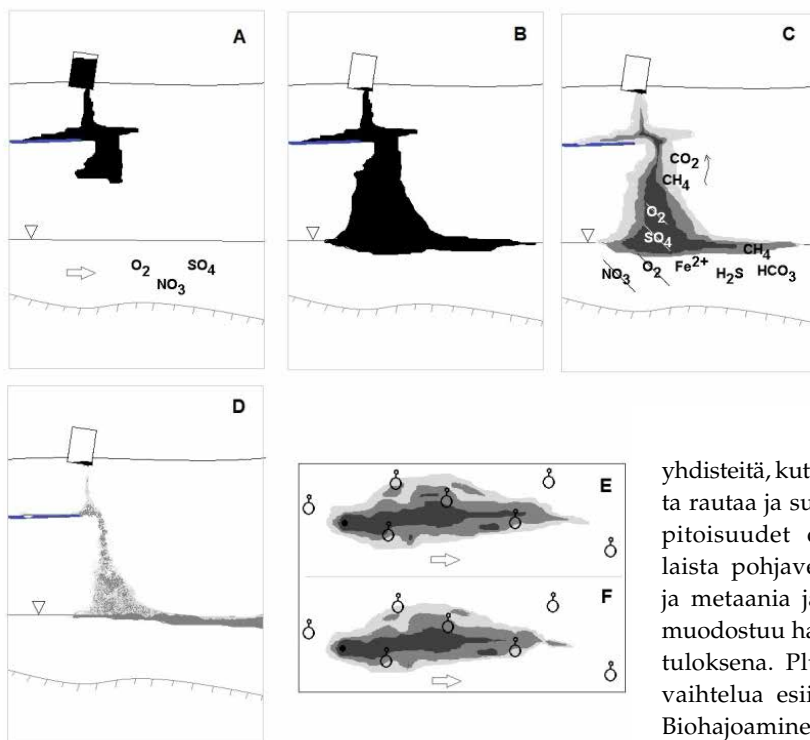
MLP:n käyttö kunnostusmenetelmänä tai osana muuta riskinhallintaa edellyttää pohjavesiseurantaa ja osoitusta haitta-aineiden biohajoamisesta kohteesta. Puhdistamisesta vastaavan tulee siis osoittaa suoraan ja epäsuorasti, että haitta-aineiden massa ja pitoisuus ovat vähentyneet tai vähenevät kohteessa ajan funktiona. Pohjavesiseurannan tarkoitus on ensimmäisessä vaiheessa todentaa biohajoaminen ja toisessa vaiheessa antaa arvio puhdistumisprosessin kestosta. Kun pluumin pieneneminen ajan myötä on riittävällä varmuudella osoitettu, seurannan tarve voidaan minimoida ja tarvittaessa lopettaa.

Keskeisimmät biohajoamisen osoittamisesa käsiteltävät asiat ovat:

- *Pohjaveden geokemiallinen laatu haitta-ainepluumissa ja luontaiset taustapitoisuudet* (jälkimmäinen vähintään yhdessä pohjaveden havaintoputkessa kohteessa). Vaadittavat geokemialliset parametrit ovat happi, nitraatti, kahdenarvoinen rauta, sulfaatti, bikarbonaatti, metaani ja kloridi. Näistä kuusi ensin mainittua kuvaavat haitta-aineiden hajoamiseen liittyvien biologisten prosessien tilaa ja aktiivisuutta. Kloridi on ei-reaktiivinen vesiliukoinen ioni, jonka avulla voidaan arvioida pohjaveden laadun luontaista vaihtelua ja mahdollisesti myös haitta-aineiden kulkeutumista. Tämän lisäksi tulee seurata haitta-ainepitoisuuksien muutoksia pluumin eri osissa.

Pohjaveden riskinhallinnan suunnittelussa on lisäksi otettava huomioon, että sellaisten päästölähteiden, joista edelleen liukenee haitta-aineita pohjaveteen, kunnostamistarve tulee arvioida erikseen mahdollisesta MLP:n käytöstä riippumatta. MLP:n käyttö pilaantuneen pohjaveden kunnostuksessa ei riitä ainoaksi riskinhallintaratkaisuksi, jos päästölähde/-lähteet voivat aiheuttaa merkittävän riskin pohjaveden lisäpilaantumislle tai haitta-aineiden massan ja pitoisuuksien väheneminen kohteessa biohajoamisen seurauksena ei ole riittävän nopeaa esim. alueen maankäyttöön tai omistussuhteisiin liittyvistä syistä. MLP:n soveltamista arvioitaessa on otettava huomioon myös mahdollisesti jo tehtyjen riskinhallintatoimenpiteiden vaikutus pohjaveden pitoisuuksien vähentymisessä.

Kuva 1. Öljyhiilivetypäästö ja biohajoaminen. A) Tuore öljyvahinko, jossa haitta-aineet eivät ole vielä saavuttaneet pohjaveden pintaa. Hyvin vettä läpäisevässä muodostumassa luonnontilainen pohjavesi on yleensä



hapellista ja siinä on jonkin verran nitraattia ( $< 1 \text{ mg/l}$ ) ja sulfaattia ( $2\text{--}20 \text{ mg/l}$ ). Pohjaveden virtaussuunta on merkitty nuolella. B) Öljyhiilivetyistä saavuttaa pohjaveden pinnan tason yleensä nopeasti, mikäli maaperä on hyvin läpäisevää ja päästö on riittävän suuri. Orsivesikerrosten päällä tapahtuu sivusuuntaista kulkeutumista kuten myös muiden huonommin vettä läpäisevien kerrosten päällä. *Pohjaveden pinnanvaihtelujen seurauksena öljyä leviää ja jää usein myös keskimääräisen pohjaveden pinnantason alapuolelta.* C) Öljyhiilivetyjen hajoaminen käynnistyy yleensä nopeasti maaperässä ja pohjavedessä, mikä johtaa hapen kulumiseen ja hiilidioksidin muodostumiseen. Tosin esimerkiksi rakennusten alla kuivuus hidastaa hajoamista usein merkittävästi. Öljyhiilivetyjen hajoaminen pohjaveden pinnan tasossa ja sen alla kuluttaa hapen ja nitraatin nopeasti loppuun ja anaerobiset hajotusprosessit käynnistyvät. Pluumin sisäosissa on runsaasti pelkistyneitä

yhdisteitä, kuten kahdenarvoista rautaa ja sulfideja. Sulfaattipitoisuudet ovat luonnontilasta pohjavettä alhaisempia ja metaania ja bikarbonaattia muodostuu hajoamisen lopputuloksena. Pluumin reunolla vaihtelua esiintyy enemmän. Biohajoaminen rajoittaa öljyhiilivetyjen kulkeutumista ja

biohajoamisen epäsuorana todistusaineistona käytetään geokemiallista aineistoa (pluumin eri osat vs. luonnontilainen pohjavesi kohteessa). Kuvassa värin tummuus indikoi korkeita haitta-ainepitoisuuksia ja pelkistynyttä ympäristöä. D) BTEX-pluumi ja jäänöspitoisuudet. Erityisesti BTEX-yhdisteet sekä polttoaineiden vesiliukoiset ja heikosti maaperään pidätyvät lisäaineet (esim. MTBE ja etanoli) kulkeutuvat pohjaveden mukana kauemmas päästölähteestä. Kulkeutumiseen vaikuttavat pohjaveden virtausnopeus sekä yksittäisten yhdisteiden hajoamisnopeudet ja pidätymisominaisuudet. MTBE-, BTEX- ja C10-C40 -pluumit ovat vanhoissa pilaantumistapauksissa hyvin erilaisia, ja aineista MTBE kulkeutuu tyypillisesti kauimmas päästölähteestä. E-F) Kutistuva öljyhiilivetypluumi hetkellä 0 (E) ja joitakin vuosia myöhemmin (F). Kuvassa värin tummuus indikoi korkeita haitta-ainepitoisuuksia ja pelkistynyttä ympäristöä.



Viestintätoimet kannattaa suunnitella huolellisesti. Viestinnän syy ja tavoitteet tulee määritellä selkeästi. Tärkeää on tuntea myös tilanne ja yleisö, sillä erilaiset tavoitteet, yleisö ja tilanne vaativat erilaisia toimia: Mitä on realistisesti tehtävissä tilanteen antamissa rajoissa? Mitä ihmiset haluavat tietää? Mitä viestintätapoja kannattaa käyttää? Suunnittelussa tulee myös ottaa huomioon tiedotusvälineiden tarpeet. Nämä ovat yleensä kiinnostuneet yksinkertaisista asioista ja yleensä enemmän vaarasta kuin turvallisuudesta. Onkin syytä varmistaa, että tiedotusvälineillä on kaikki tarvittava tieto, jotta ne voivat kuvailla tilannetta totuudenmukaisesti.

## Riskikäsitykset

Asiantuntijoiden ja kansalaisten riskikäsityksissä voi olla eroja. Usein uudet ja huonosti tunnetut riskit koetaan pelottavamiksi kuin entuudestaan tutut. Jossain tilanteissa ihmiset voivat arvioida pilaantumisen aiheuttavat riskit suuremmiksi kuin ne asiantuntijatiendon valossa ovat. Näitä riskikäsityksiä ei ole kuitenkaan syytä väheksyä, sillä niiden aiheuttama pelko ja peloista johtuvat psykologiset vaikutukset ovat yhtä todellisia kuin havaittavissa olevat suorat terveysvaikutukset. Kansalaisten riskikäsitysten väheksyminen voi johtaa kärjistyneeseen tilanteeseen, jossa joudutaan toteuttamaan suhteettoman

kallis kunnostus olemassa olevaan ympäristöriskiin nähden. Siksi viestinnässä ihmisten pelot tulee ottaa todesta ja olla valmis joissakin tapauksissa tekemään enemmän kuin on tarpeen teknisestä näkökulmasta.

## Kulttuuriset erot

Viestinnässä tulee ottaa huomioon myös kulttuuriset ja paikalliset erot. Jos mahdollista, niin tiedottamisessa kannattaa käyttää paikallisia ihmisiä, jotka tuntevat alueensa yhteiskuntarakenteen. Näin voidaan välttyä erilaisilta vastakkainasetteluilta kuten esimerkiksi kaupunki vs. maaseutu.

Viestinnän suunnittelussa tulee ottaa huomioon mikä on alueen virallinen kieli ja mahdollinen monikielisyys myös esim. maahanmuuttajat. Mahdollisuuksien mukaan tietoa tulisi tarjota vastaanottajien äidinkielellä. Kansallisuuksien ja kulttuurien välillä voi olla eroja myös siinä, millä tavoin ja mitä kanavia käyttäen viestintää kannattaa järjestää.

## Viestittäjä

Yleisön käsitys viestijän luotettavuudesta ja uskottavuudesta vaikuttaa merkittävästi siihen, millaiset edellytykset viestijällä on onnistua viestinnässä. Aikaisemmissa yhteyksissä luotettavaksi osoittautuneeseen viestijään uskotaan helpommin myös kriisitilanteissa.

Siihen, miten luotettavaksi ja uskottavaksi yleisö kokee viestijän, vaikuttavat viestijän empaattisuus ja välittäminen, pätevyys ja asiantuntemus, rehellisyys ja avoimuus, omistautuminen ja sitoutuminen. Luottamus ja uskottavuus ovat vaikeita saavuttaa ja kerran menetettyinä niitä on erittäin vaikea saada takaisin.

Viestinnän toteuttajan valintaan on siten syytä kiinnittää huomiota ja miettiä myös, milloin on parempi käyttää omaa henkilökuntaa ja milloin ulkopuolista viestinnän ammattilaista. Yleisötilaisuuksissa paikalla kannattaa olla myös päätöksiä tekeviä henkilöitä, kuten yrityksen johdon edustajat, vaikka viestinnän hoitaisi joku muu. Päätöksentekijöiden läsnäolo viestittävä yleisölle, että viestivä taho suhtautuu käsiteltävään asiaan vakavasti.

## Viestinnän toteutus

Viestinnästä vastuussa olevien henkilöiden on syytä olla hyvin tavoitettavissa, jotta asian käsittely olisi heidän eikä esimerkiksi tiedotusvälineiden hallinnassa. On tärkeää, että riskinhallintatoimien suunnittelun ja toteutuksen eri osapuolet sopivat selkeästi keskenään työnjaosta ja viestintätavoista. Etukäteen tulee sopia toimintatavat myös mahdollisessa kriisitilanteessa, kuten kuka johtaa viestintää ja minkä osa-alueen tiedottamisesta kukin osapuoli vastaa.

Viestinnän onnistumisen todennäköisyys on suurempi, kun tuntee yleisönsä. Hyvin aikaisessa vaiheessa tulisi selvittää myös, mistä asioista yleisö on huolissaan, millaisia ovat heidän riskikäsityksensä ja keneen he luottavat. Lisäksi on hyvä tuntee yleisön asenteet, kiinnostuksen taso, valmius osallistua, historia, tiedon taso, mielipiteet, kiinnostuksen

kohteet ja osallistumistavat. Lisäksi kannattaa arvioida, onko yleisössä erilaisia ryhmiä (esim. asunnonomistajat, vuokralaiset), jotka todennäköisesti joko tukevat tai vastustavat hanketta.

## Viestinnän ajoitus

Viestinnän onnistumiselle tärkeää on ennakkoiva lähestymistapa. Tavoitteena on auttaa ihmisiä ymmärtämään riskiä, siihen vaikuttavia tekijöitä ja mahdollisuuksia hallita riskiä. Viestinnällä ei voi korvata toimenpiteitä. Viestinnän tulisi olla osa normaalia yhteiskunnallisten suhteiden ylläpitoa.

Kun maaperän ja pohjaveden pilaantumista epäillään tai havaitaan, on parempi kertoa asiasta oma-aloitteisesti kuin odottaa, että asia tulee ilmi joltain muuta kautta, esimerkiksi tiedotusvälineiden välityksellä. Viestintä tulisi aloittaa heti kun riski on tunnistettu ja sen jälkeen tulisi tiedottaa aina, kun uutta tietoa on saatavilla. Usein aikaisen tiedon aiheuttama säikähähdys on pienempi haitta kuin tiedon jakamisen viivytystä aiheutunut luottamuksen menetys. Jos uuden tiedon saaminen kestää pitkään, kannattaa välillä kertoa, että tutkimukset jatkuvat edelleen. Se, millaisin väliajoin tulee viestiä, vaihtelee riskin vakavuuden ja muuttumisnopeuden mukaan. Jotta viestintä olisi säännöllistä ja johdonmukaista, kannattaa tehdä viestintäsuunnitelma.

## Viestinnässä käytettävä kieli

Viestintätilanteissa on tärkeää puhua selkeästi ja myötätuntoisesti, mutta välttää holhoavaa esiintymistä. Kehottamalla ihmisiä vain luottamaan riskinhallinnan toteuttajiin korostetaan ihmisten valinnan- ja vaikutus-

mahdollisuuksien puuttumista. Tämä voi lisätä ihmisten ahdistusta ja huolestuneisuutta tai herättää suuttumusta.

Monet ihmisistä ovat ensimmäistä kertaa tekemisissä elinympäristönsä pilaantumisen kanssa ja asia koskettaa heidän arkipäiväistä elämäänsä ehkä usein eri tavoin. Ihmisille tulee tarjota riittävästi taustatietoja riskien ja riskinhallintatoimien ymmärtämiseksi. Viestinnässä tulee pyrkiä yksinkertaistamaan kieltä ja esitystä, mutta ei esityksen sisältöä. Ymmärrettävyyttä voi helpottaa visualisoimalla ja havainnollistamalla asiaa esimerkeillä tai vertauksilla. Riskien vertailussa on syytä olla erityisen varovainen ja välttää vertailemasta keskenään riskejä, joilla ei ole mitään tekemistä toistensa kanssa, esimerkiksi maaperän pilaantumisen ja tupakanpolton aiheuttamia terveysriskejä. Tulee myös varmistaa, että ihmiset ymmärtävät viestin sisällön. Kun kerrotaan kunnostuksia tehtävän tiettyyn maaperän haitta-aineen pitoisuusrajaan saakka, on varmistettava, että ihmiset ymmärtävät maaperään jäävän haitta-aineita.

Puheessa ja kirjallisissa viesteissä tulee olla niin täsmällinen kuin mahdollista. Jos esimerkiksi lähialueella alkavan kunnostustyön vuoksi ikkunat tulisi pitää suljettuina, tulee kertoa täsmällisesti, mitä aluetta ja millä aikavälillä määräys koskee, perustelut määräykselle ja miten ihmiset saavat tiedon, milloin ikkunoita voi jälleen pitää avoinna.

## Viestinnän avoimuus

Viestinnässä tulee olla rehellinen, suora ja avoin. On tärkeää kertoa mitä tullaan tekemään ja toimia sen mukaisesti. Avoimella ja rehellisellä viestinnällä luodaan myönteistä työskentelyilmapiiriä. Sen avulla voidaan

saavuttaa asianosaisten luottamus ja hyväksyntä toimenpiteille. Näin vältetään hankkeen vastustuksesta tai valitusprosesseista aiheutuvat viivytykset. On tärkeää, että poikkeamat kunnostussuunnitelmasta selitetään asianosaisille mielellään etukäteen ja ne dokumentoidaan hyvin.

## Yleisön huolenaiheiden huomioon ottaminen

Kuuntele yleisön huolenaiheita. Nämä voivat koskea heitä läheisesti koskettavia seikkoja kuten terveyttä ja ympäristön turvallisuutta sekä taloutta, mutta myös esimerkiksi prosessin oikeudenmukaisuutta ja laillisuutta sekä esteettisiä seikkoja. Viestintä liittyy luontevasti osallistavaan suunnittelutapaan, jossa maallikoidenkin näkemyksiä kuunnellaan aidosti. Ihmiset välittävät yhtä paljon luotettavuudesta, pätevyydestä ja empaattisuudesta kuin riskitasoista, tilastoista ja yksityiskohdista. Pelkän teknisen tiedon tarjoaminen voi herättää suuttumusta. Ihmisten kuuntelemisella ja pyrkimällä toimimaan niin, että ihmisten huolet otetaan huomioon toimenpiteitä suunniteltaessa, voidaan estää tai vähentää ahdistusta tai vihamielisyyden ilmenemistä. Jos yleisö ottaa esille kohteeseen liittymättömiä huolenaiheita, niin heidät on ohjattava oikean tahon puoleen.

Ihmisten huolien huomioon ottamista voi olla esimerkiksi se, että kysytään aluksi ihmisiltä heidän toiveistaan alueen kunnostuksen suhteen. Kun kerrotaan toteutettavaksi suunnitelluista toimenpiteistä voidaan todeta, että toiveiden x ja y täyttämiseksi tehdään toimenpide a ja b. Sen lisäksi tehdään vielä toimenpide c, koska halutaan varmistua asioiden hoitamisesta oikein ja mahdollisimman pienin riskein.

## LÄHTEET

- Ahonen, M.H., Kaunisto, T., Mäkinen, R., Hatakka, T., Vesterbacka, P., Zacheus, O. ja Keinänen-Toivola, M. 2008. Suomalaisen talousveden laatu raakavedestä kuluttajan hanaan vuosina 1999-2007. Vesi-Instituutin julkaisuja 4.
- Arvela, H. 1995. Asuntojen radonkorjausten menetelmät. STUK-A127. 4 s. ISBN 951-712-086-9, ISSN 0781-1705.
- ATSDR. 2004. Guidance Manual for the Assessment of Joint Toxic Action of Chemical Mixtures. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 107 s. Saatavilla: <http://www.atsdr.cdc.gov/interactionprofiles/IP-ga/ipga.pdf>
- ATSDR. Minimal Risk Levels (MRLs). Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- Baars, A., Theelen, R., Janssen, P., Hesse, J. van Apeldoorn, M., Meijerink, M., Verdam, L. & Zeilmaker, M. 2001. Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM, Bilthoven. RIVM report 711701 025. 297 s. Saatavilla: [www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf](http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf)
- Björklöf, K., Nikunen, S., Westerholm, H., Kähkölä, T., Vepsäläinen, M., Nuutinen, J., Leivuori, M. ja Pyy, O. 2012. Näytteenoton vertailukoe 14/2012. Maaperän haihtuvat öljyhiilivedyt. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 21/2013. ISBN 978-952-11-4192-8. Saatavilla: <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/39506>
- CCME. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Agriculture. <http://st-ts.ccme.ca/>
- CEN. 2004. Characterization of waste. Leaching behaviour tests. Up-flow percolation test (under specified conditions). CEN/TS-standardi 14405. European Committee for Standardization.
- Davis, S. ym. 1990. Quantitative estimates of soil ingestion on normal children between the ages of 2 and 7 years: Population-based estimates using aluminium, silicon and titanium as soil traces elements.
- Davis, S. & Mirick, D. 2006. Soil ingestion in children and adults in the same family. Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology 16: 63-75.
- Dinkel, R., Rothschild, P., Osberghaus, T., Denzel, S., & Ertel, T. 2009. Groundwater Investigation Strategy. Guide to investigating contaminated sites. LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. ISSN 1437-0158. Saatavilla: [www.lubw.baden-wuerttemberg.de](http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de)
- Elert, M. 2006. Rikstvärden för ämnen i grundvatten vid bensinstationer. Kemakta AR 2005-31. Kemakta Konsult AB.
- European Chemicals Agency. Registered substances. <http://echa.europa.eu/web/guest/information-on-chemicals/registered-substances> (päivitetty 17.4.2014).
- European Chemicals Agency. 2014. Candidate List of Substances of Very High Concern for Authorisation. <http://echa.europa.eu/fi/candidate-list-table> (päivitetty 16.12.2013).
- European Commission. 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment. Saatavilla: [http://ihcp.jrc.ec.europa.eu/our\\_activities/public-health/risk\\_assessment\\_of\\_Biocides/doc/tgd/tgdpart2\\_2ed.pdf](http://ihcp.jrc.ec.europa.eu/our_activities/public-health/risk_assessment_of_Biocides/doc/tgd/tgdpart2_2ed.pdf)
- European Commission. 2006a. Integrated Pollution Prevention and Control Reference Document on Best Available Techniques for the Waste Treatments Industries. Saatavilla: <http://eippcb.jrc.es/reference/>
- European Commission. 2006b. Integrated Pollution Prevention and Control Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration. Saatavilla: <http://eippcb.jrc.es/reference/>
- European Commission. 2010. State of the art report on mixture toxicity. Saatavilla: [http://ec.europa.eu/environment/chemicals/pdf/report\\_Mixture%20toxicity.pdf](http://ec.europa.eu/environment/chemicals/pdf/report_Mixture%20toxicity.pdf)
- Faber, J.H. Bosveld, A., Dolfing, J. & Japenga, J. 1998. Ecological risks of soil pollution. Ecological building blocks for risk assessment. Technical Soil Protection Committee.
- Franken, R., Baars, A., Crommentuijn, G. & Otte, P. 1999. A proposal for revised Intervention Values for petroleum hydrocarbons ('minerale olie') on base of fractions of petroleum hydrocarbons. RIVM, Bilthoven. RIVM report 601501 012.
- Geologian tutkimuskeskus. 2007. Taajamageokemia ja geokemialliset taustapitoisuudet. <http://www.gtk.fi/tutkimus/tutkimusohjelmat/yhdyskuntarakentaminen/taustapitoisuudet.html>
- Gy, P. (1992), The Sampling of Heterogeneous and Dynamic Material Systems. Elsevier, Amsterdam. 653 s.
- Gy, P. (1998), Sampling for Analytical Purposes. John Wiley, New York. 150 s.
- Hansen, J. & Andersen, L. 2006. Laktester för riskvärdering av förorenade områden – Underlagsrapport 2a: Laktester för organiska ämnen.
- HE 84/1999. Hallituksen esitys Eduskunnalle ympäristönsuojelu- ja vesilainsäädännön uudistamiseksi. Saatavilla: <http://www.finlex.fi/fi/esitykset/he/1999/19990084>
- HE 42/1994. Hallituksen esitys Eduskunnalle terveys- ja ympäristönsuojelulainsäädännön uudistamiseksi. Saatavilla: <http://www.finlex.fi/fi/esitykset/he/1994/19940042>

- HE 199/2010. Hallituksen esitys Eduskunnalle jätelaiksi ja eräiksi siihen liittyviksi laeiksi. Saatavilla: <http://www.finlex.fi/fi/esitykset/he/2010/20100199>
- Heikkinen, P. 2000. Haitta-aineiden sitoutuminen ja kulkeutuminen maaperässä. Tutkimusraportti 150, 68 s. Geologian Tutkimuskeskus. ISBN 951-690-767-9, ISSN 0781-4240. Saatavilla: [http://tupa.gtk.fi/julkaisu/tutkimusraportti/tr\\_150.pdf](http://tupa.gtk.fi/julkaisu/tutkimusraportti/tr_150.pdf)
- Honders 2005. Development, validation and certification of a sampling strategy for the assessment of the environmental quality of soil. Proceedings of the CEN/STAR Trends Analysis workshop in co-operation with Nordic Innovation Centre. Brussels April 1-4 2005.
- Hänninen, P., Laine-Kaulio, H. ja Sutinen, R., 2010. Vajovesivyyhykkeen makrohuokoset ja oikovirtausreitit. Vesitalous 3/2010, s. 33-37.
- Hänninen, P., Lintinen, P., Lojander, S. ja Sutinen, R., 2000. Suomen maaperän vedenjohtavuus. Vesitalous 6/2000, s.16-19.
- ICMM. 2007. MERAG: Metals Environmental Risk Assessment Guidance.
- Ineris. 2013. Groundwater quality measurement with passive samplers - Code of best practices. INERIS reference: DRC-13-10246803494A. [http://www.citychlor.eu/sites/default/files/groundwater\\_quality\\_measurement\\_with\\_passive\\_samplers.pdf](http://www.citychlor.eu/sites/default/files/groundwater_quality_measurement_with_passive_samplers.pdf)
- International Programme on Chemical Safety. INCHEM. Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations. <http://www.inchem.org/>
- ITRC 2007. Technical and Regulatory Guidance. Vapor Intrusion Pathway: A Practical Guideline. The Interstate Technology & Regulatory Council Vapor Intrusion Team. Saatavilla: <http://www.itrcweb.org>
- ITRC. 2010. Use and Measurement of Mass Flux and Mass Discharge. The Interstate Technology & Regulatory Council Integrated DNAPL Site Strategy Team. Saatavilla: <http://www.itrcweb.org>
- ITRC 2012. Technical and Regulatory Guidance. Incremental Sampling Methodology. Interstate Technology & Regulatory Council Incremental Sampling Methodology Team. Saatavilla: <http://www.itrcweb.org>
- Jensen, J. & Mesman, M. (eds.). 2006. Ecological risk assessment of contaminated land. Decision support for site specific investigations.
- Johnson, P. C. and Ettinger R. A.. 1991. Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors in buildings. Environ. Sci. Technol. 25: 1445-1452.
- Järvinen, K., Valkama, K. ja Reinikainen, J. 2010. Pilaantuneen alueen kunnostuksen yleissuunnitelma. Ympäristöopas 2010, 76 s. Suomen ympäristökeskus. ISBN 978-952-11-3843-0 (nid), ISBN 978-952-11-3844-7 (PDF), ISSN 1238-8602 (pain.), ISSN 1796-167X (verkkok.) Saatavilla: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=125562&lan=fi>
- Karppinen, H., Komulainen, H., Kousa, A., Nikkarinen, M. ja Tornivaara, A. 2012. Haitalliset alkuaineet Kainuun kaivovesissä -hanke 2/2011-12/2012. Loppuraportti. Kainuun maakuntakuntayhtymä 2012, D:54
- Karvonen, A., Taina, T., Gustafsson, J., Mannio, J., Mehtonen, J., Nystén, T., Ruoppa, M., Sainio, P., Siimes, K., Silvo, K., Tuominen, S., Verta, M., Vuori, V-M ja Äystö, L. 2012. Vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annettujen säädösten soveltaminen – kuvaus hyvistä mentettelytavoista. Ympäristöministeriön raportteja 15/2012, 149 s. Ympäristöministeriö. ISBN 978-952-11-4053-2 (PDF), ISSN 1796-170X (verkkok.).
- Karppinen, H., Komulainen, H., Kousa, A., Nikkarinen, M. & Tornivaara, A. 2012. Haitalliset alkuaineet Kainuun kaivovesissä -hanke 2/2011-12/2012. Loppuraportti D:54. Kainuun maakuntakuntayhtymä.
- Kauppila, T. (toim.), Komulainen, H. (toim.), Makkonen, S. (toim.), Tuomisto, J. (toim.). 2013. Metallikaivosalueiden ympäristöriskinarviointiosaamisen kehittäminen: MINERA-hankkeen loppuraportti. Summary: Improving Environmental Risk Assessments for Metal Mines: Final Report of the MINERA Project. Geologian tutkimuskeskus, Tutkimusraportti 199, Espoo. 223 s. Saatavilla: [http://tupa.gtk.fi/julkaisu/tutkimusraportti/tr\\_199.pdf](http://tupa.gtk.fi/julkaisu/tutkimusraportti/tr_199.pdf)
- Kinnunen, T. (toim.) 2005. Pohjavesitutkimusopas - käytännön ohjeita. Saatavilla: <http://www.vvy.fi/files/2653/Pohjavesiopus.pdf>
- Koljonen, T. (toim.). 1992. Suomen geokemian atlas, osa 2: Moreeni. Saatavilla: [http://tupa.gtk.fi/julkaisu/erikoisjulkaisu/ej\\_008.pdf](http://tupa.gtk.fi/julkaisu/erikoisjulkaisu/ej_008.pdf)
- Komulainen, H. 2012. Terveysriskien arviointi maaperässä pilaantumispäilyn yhteydessä. Eläinlääkäripäivät. Luentokokooma Fennovet Oy. Helsinki. s. 150-158.
- Komulainen, H. 2012b. teoksessa Koulu M., Merivaala, E. ja Tuomisto, J. (toim.). Farmakologia ja toksikologia. 8. painos, 2012. Medicina Oy. ISBN 978-951-97316-4-3.

- Korhonen J. 2007. Suomen vesistöjen virtaaman ja vedenkorkeuden vaihtelut. Suomen ympäristö 45/2007, luonnonvarat, 120 s. ISBN 978-952-11-2934-6 (nid.), ISBN 978-952-11-2935-3 (PDF), ISSN 1238-7312 (pain.) ja ISSN 1796-1637 (verkkok.). Saatavilla: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=266199&lan=fi>
- Korkka-Niemi, K. ja Salonen, V. 1996. Maanalaist vedet: pohjavesigeologian perusteet. Turun yliopiston täydennyskoulutuskeskuksen julkaisuja nide 50, 181 s. ISBN 9512908255, 9789512908257
- Kotimaiset Kasvikset ry. 2003. Kasvistase 2003. Arvio kasvien kulutuksesta
- Kuusela-Lahtinen, A., Tarvainen, T., Backman, B., Hänninen, P., Reinikainen, J. ja Niskala, K. 2012. Metalleilla pilaantuneiden maa-ainesten liukoisuusselvitykset. Raportti VTT-R-06935-12, 56 s. Saatavilla: <http://www.vtt.fi/inf/julkaisut/muut/2012/VTT-R-06935-12.pdf>
- Kuusela-Lahtinen, A., Mroueh, U.-M., Vahanne, P., Kling, T., Kapanen, A., Priha, M., Laine, E. ja Rossi, E. 2010. Ympäristö- ja terveysriskien arviointimenetelmien vertailu. VTT tiedotteita 2551, 182 s. ISBN 978-951-38-7650-0 (nid.), ISBN 978-951-38-7651-7 (PDF), ISSN 1235-0605 (nid.), ISSN 1455-0865 (verkkok.). Saatavilla: <http://www.vtt.fi/inf/pdf/tiedotteet/2010/T2551.pdf>
- Lahermo, P., Ilmasti, M., Juntunen, R. & Taka, M. 1990. Suomen geokemian atlas, osa 1: Suomen pohjavesien hydrogeokemiallinen kartoitus. Saatavilla: Saatavilla: [http://tupa.gtk.fi/julkaisu/erikoisjulkaisu/ej\\_005.pdf](http://tupa.gtk.fi/julkaisu/erikoisjulkaisu/ej_005.pdf)
- Lahermo, P., Väänänen, P., Tarvainen, T. & Salminen, R. 1996. Suomen geokemian atlas, Osa 3: Ympäristögeokemia - purovedet ja sedimentit. ISBN 951-690-678-8. [http://tupa.gtk.fi/julkaisu/erikoisjulkaisu/ej\\_020.pdf](http://tupa.gtk.fi/julkaisu/erikoisjulkaisu/ej_020.pdf)
- Lahermo, P., Tarvainen, T., Hatakka, T., Backman, B., Juntunen, R., Kortelainen, N., Lakomaa, T., Nikkarinen, N., Vesterbacka, P., Väisänen, U. & Suomela, P. 2002. Tuhat kaivoa –Suomen kaivo-vesien fysikaalis-kemiallinen laatu vuonna 1999. Tutkimusraportti 155. Geologian tutkimuskeskus. Espoo 2002. [http://tupa.gtk.fi/julkaisu/tutkimusraportti/tr\\_155.pdf](http://tupa.gtk.fi/julkaisu/tutkimusraportti/tr_155.pdf)
- Lepistö, J., Westerholm, H., Schultz, E., Uljas, J. ja Björklöf, K. 2014. Hyvät käytännöt pilaantuneiden maiden kenttätutkimuksissa. Suomen ympäristökeskus. Ympäristöopas 2014, 71 s. ISBN 978-952-11-4260-4. Saatavilla: <http://helda.helsinki.fi/handle/10138/42681>
- Meek, M., Boobis, A., Crofton, K., Heinemeyer, G., Van Raaij, M. & Vickers, C. 2011. Risk assessment of combined exposure to multiple chemicals: A WHO/IPCS framework. Regulatory Toxicology and Pharmacology 60: 1–14.
- Mroueh, U.-M., Vahanne, P., Eskola, P., Pasanen, A., Wahlström, M., Mäkelä, E. & Laaksonen, R. 2004. Pilaantuneiden maiden kunnostushankkeiden hallinta. VTT tiedotteita 2245. VTT. Saatavilla: <http://www.vtt.fi/inf/pdf/tiedotteet/2004/T2245.pdf>
- Naturvårdsverket. 2009. Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976. Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-5976-7. ISSN 0282-7298.
- Nerg, N. 2008. Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen ekotehokkuuden mittaaminen aluetasolla. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 29/2008. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Saatavilla: [www.ymparisto.fi/syke/pirre](http://www.ymparisto.fi/syke/pirre)
- Nichols, E. & Roth, T. 2006. Downward Solute Plume Migration: Assessment, Significance, and Implications for Characterization and Monitoring of “Diving Plumes”. API soil and groundwater technical task force bulletin 24.
- NICOLE, 2010. Sustainable remediation roadmap. Saatavilla: <http://www.nicole.org/uploadedfiles/2010-wg-sustainable-remediation-roadmap.pdf>
- NICOLE & COMMON FORUM. 2013. Risk-Informed and Sustainable Remediation. Joint Position Statement by NICOLE and COMMON FORUM. Saatavilla: <http://www.nicole.org/uploaded-files/2013%20NICOLE-Common-Forum-Joint-Position-Sustainable-Remediation.pdf>
- Opasnet. Minera-hanke. <http://fi.opasnet.org/fi/Minera-hanke>
- Otte P., Lijzen J., Otte J., Swartjes F. & Versluis C. 2001. Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. Evaluation of Intervention Values soil and groundwater of the first series of compounds. RIVM report no. 711701 021. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven.
- Pellinen, J., Sorvari, J. ja Soimasuo, M. 2007. Pilaantuneen maaperän ekologinen riskinarviointi. Suomen ympäristökeskus. Ympäristöopas 2007, 114 s. ISBN: 978-952-11-2718-2, 978-952-11-2718-2 (PDF), ISBN 978-952-11-2717-5 (nid.). Saatavilla: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=236992>
- Pethig R, editor. Valuing the Environment: Methodological and Measurement Issues, Environment, Science and Society, vol. 2. The Netherlands: Kluwer Academic Publishers; 1994. 372 s.
- Pitard, F. 1993. Pierre Gy's Sampling Theory and Sampling Practice: Heterogeneity, Sampling Correctness, and Statistical Process Control. CRC Press, Boca Raton. 488 s.

- Poletti, E., Hayward, H., Gill, J. & Baker, K. 2004. NICOLE/ISG 2004. Risk assessment comparison study. Net-work for Industrially Contaminated Land in Europe (NICOLE). Report Number: 916830024. 82 s. Saatavilla: <http://www.nicole.org/uploadedfiles/2004-Risk-Assessment-Comparison-Study-finalreport.pdf>
- Pyy, O., Haavisto, T., Niskala, K. ja Silvola, M. 2013. Pilaantuneet maa-alueet Suomessa. Katsaus 2013. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 23. Suomen ympäristökeskus.
- Rantamäki, M., Jääskeläinen, R. ja Tammirinne, M., 1997. Geotekniikka. Otatioto 464, 307 s.
- Rasema, W. 2000. Industrial Waste Dumps, Sampling and Analysis. Encyclopedia of Analytical Chemistry.
- Ramsey, C. & Hewitt, A. 2005. A Methodology for Assessing Sample Representativeness. Environmental Forensics 6: 71–75.
- Reinikainen, J. 2007. Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteet. Suomen ympäristö 23/2007, 164 s. ISBN 978-952-11-2731-1 (nid.), ISBN: 978-952-11-2732-8. ISBN: 978-952-11-2732-8 (PDF). Saatavilla: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=251703>
- Rossi, E. 2013. Ohje riskinarviointimenettelystä öljylä pilaantuneessa kohteessa. Soilirisk 3.0. Öljyalan Palvelukeskus Oy.
- Salla, A. 1999. Maaperän haitta-aineiden taustapitoisuudet Helsingissä: eräiden alkuaineiden ja orgaanisten yhdisteryhmien luontaisten ja ilmaperäisten pitoisuuksien summat Helsingin maaperän pintakerroksissa. [http://www.hel.fi/hki/ymk/fi/Ymp\\_rist\\_n+tila/Maaper\\_/Maaper\\_tutkimuksia+ja+julkaisuja](http://www.hel.fi/hki/ymk/fi/Ymp_rist_n+tila/Maaper_/Maaper_tutkimuksia+ja+julkaisuja)
- Salla, A. 2000. Haitta-aineiden taustapitoisuudet ja laskeumat Helsingin maaperässä. [http://www.hel.fi/hki/ymk/fi/Ymp\\_rist\\_n+tila/Maaper\\_/Maaper\\_tutkimuksia+ja+julkaisuja](http://www.hel.fi/hki/ymk/fi/Ymp_rist_n+tila/Maaper_/Maaper_tutkimuksia+ja+julkaisuja)
- SFS. 2006. Jätteiden karakterisointi. Jättemateriaalien näytteenotto: kehys näytteenottosuunnitelman esivalmisteluun ja sovellukseen. SFS-EN 14899. Suomen Standardoimisliitto SFS ry.
- SFS. 2007. Soil quality – Guidance on the determination of background values. SFS-ISO-standardi 19258. Suomen Standardoimisliitto SFS ry.
- SFS. 2012. Maaperäntutkimusmenetelmät. Osa 2: Näytteenotto. SFS-käsikirja 190-2. Suomen Standardoimisliitto SFS ry. 418 s. ISBN 978-952-242-141-8.
- SFS. 2006. Maaperän laatu. Näytteenotto. Osa 1: Opas näytteenotto-ohjelmien suunnitteluun. SFS-ISO-standardi 10381-1. Suomen Standardoimisliitto SFS ry.
- SFS. 2006. Soil quality. Sampling. Part 8: Guidance on sampling of stockpiles. SFS-ISO-standardi 10381-8. Suomen Standardoimisliitto SFS ry.
- SFS. 2002. Jätteiden karakterisointi. Liukoisuus. Jauhemaisten tai rakeisten jättemateriaalien ja lietteiden liukoisuuden laadunvalvontatesti. Osa 2: Yksivaiheinen ravistelutesti uuttoliuoksen ja kiinteän jätteen suhteessa 10 l/kg jätteen raekoon ollessa alle 4mm (raekoon pienentäminen tarvittaessa). SFS-EN –standardi 12457-2. Suomen Standardoimisliitto SFS ry.
- SFS. 2002. Jätteiden karakterisointi. Liukoisuus. Rakeisten jättemateriaalien ja lietteiden liukoisuuden laadunvalvontatesti. Osa 3: Kaksivaiheinen ravistelutesti uuttoliuoksen ja kiinteän jätteen suhteessa 2 l/kg ja 8 l/kg materiaaleille, joiden kiintoaineksenosuus on suuri ja raekoko alle 4 mm (raekoon pienentäminen tarvittaessa). SFS-EN –standardi 12457-3. Suomen Standardoimisliitto SFS ry.
- Sorvari, J. ja Assmuth, T. 1998. Saastuneiden alueiden riskinarviointi – mitä, miksi, miten. Suomen ympäristökeskus. Opas 50, 150 s. ISBN 952-11-0408-2, ISSN 1238-8602.
- Sorvari, J. & Antikainen, R. 2004. Katsaus pilaantuneiden maa-alueiden riskinhallinnan nykykäytäntöihin. Suomen ympäristökeskuksen moniste 316, 82 s. ISSN 1455-0792, ISBN 952-11-1909-8. Saatavilla: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=29202&lan=fi>
- Sorvari, J., Antikainen, R., Kosola, M-L, Jaakkonen, S., Nerg, N., Vänskä, M. ja Pyy, O. 2009. Pilaantuneiden maa-alueiden riskinhallinnan ekotehokkuus. Suomen ympäristö 33/2009, 93 s. Suomen ympäristökeskus. ISBN: 978-952-11-3552-1, ISBN 978-952-11-3552-1 (PDF), ISBN 978-952-11-3551-4 (nid.). Saatavilla: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=336421&lan=fi>
- Sorvari, J. 2010. Application of risk assessment and multi-criteria analysis in contaminated land management in Finland. Väitöskirja. Oulun yliopisto ja Thule instituutti, tekninen tiedekunta, Oulu. 72 s. + liitteet. ISBN 978-952-92-8210-4. Tiivistelmä sarjassa Monographs of the Boreal Environment Research no. 37. 72 s. ISBN 978-952-11-3801-0 (PDF). ISBN 978-952-11-3800-3 (painos). Saatavilla: [www.ymparisto.fi/syke/julkaisut](http://www.ymparisto.fi/syke/julkaisut) > Boreal Environment Research.
- Sosiaali- ja terveysministeriö. 2003. Asumisterveysohje, Asuntojen ja muiden oleskelutilojen fyysiset, kemialliset ja mikrobiologiset tekijät. Opas 2003:1. ISSN 1236-116X, ISBN 952-00-1301-6. Saatavilla: <http://pre20090115.stm.fi/pr1063357766490/passthru.pdf>
- Sosiaali- ja terveysministeriö. 2009. Asumisterveysopas. 200 s. ISBN: 978-952-9637-38-6.

- Stanek, E. & Calabrese, E. 1995. Daily Estimates of Soil Ingestion in Children.
- Suomen ympäristökeskus. Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden riskinhallintaratkaisujen ekotehokkuus (PIRRE, PIRRE2). <http://www.syke.fi/fi-FI/>
- SURF UK. 2013. Framework for Assessing the Sustainability of Soil and Groundwater Remediation. Saatavilla: [http://www.claire.co.uk/index.php?option=com\\_content&view=article&id=182&Itemid=78](http://www.claire.co.uk/index.php?option=com_content&view=article&id=182&Itemid=78)
- Swartjes, F., Baars, A., Fleuren, R. & Otte, P. 2004. Risk limits for MTBE (Methyl tertiary-Butyl Ether) in soil, sediment, groundwater, surface water and for drinking water preparation. RIVM report 711701039. 76 s.
- Swartjes, F. 2007. Insight into the Variation in Calculated Human Exposure to Soil Contaminants Using Seven Different European Models. Integrated Environmental Assessment and Management 3(3), p 322 - 332.
- Tarvainen, T. 2006. Maaperän geokemiallisten kartoitusten tunnuslukuja. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti S41/0000/2006/1. 8 s. Saatavilla: [http://tupa.gtk.fi/raportti/arkisto/s41\\_0000\\_2006\\_1.pdf](http://tupa.gtk.fi/raportti/arkisto/s41_0000_2006_1.pdf)
- Tarvainen, T. 2006. Maaperän geokemiallisten kartoitusten tunnuslukuja. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti S41/0000/2006/1. 8 s. Saatavilla: [http://tupa.gtk.fi/raportti/arkisto/s41\\_0000\\_2006\\_1.pdf](http://tupa.gtk.fi/raportti/arkisto/s41_0000_2006_1.pdf)
- Tarvainen, T. (toim.), Eklund, M. Haavisto-Hyvärinen, M., Hatakka, T., Jarva, J., Karttunen, V., Kuusisto, E., Ojalainen, J. & Teräsvuori, E. 2006. Alkuaineiden taustapitoisuudet pääkaupunkiseudun kehyskuntien maaperässä. Saatavilla: [http://tupa.gtk.fi/julkaisu/tutkimusraportti/tr\\_163.pdf](http://tupa.gtk.fi/julkaisu/tutkimusraportti/tr_163.pdf)
- Tarvainen, T. ja Jarva, J. 2009. Maaperän Kd-arvot ja geokemiallinen koostumus Pirkanmaalla ja Uudellamaalla. Geologian tutkimuskeskus arkistoraportti S41/2009/59, 15 s. Saatavilla: [http://tupa.gtk.fi/raportti/arkisto/s41\\_2009.pdf](http://tupa.gtk.fi/raportti/arkisto/s41_2009.pdf)
- Tarvainen, T., Reinikainen, J., Hatakka, T., Jarva, J., Luoma, S., Pullinen, A., Pyy, O., Hintikka, V., ja Sorvari, J. 2011. Haitta-aineiden kulkeutumisen arviointi Mansikkakuopan ampumarata-alueella. Geologian tutkimuskeskus. GTK:n arkistoraportti 14/2011. 93 s. [http://arkisto.gtk.fi/2011/14\\_2011.pdf](http://arkisto.gtk.fi/2011/14_2011.pdf)
- Tarvainen, T., Hatakka, T., Salla, A., Jarva, J., Pitkäranta, P., Anttila, H. ja Maidell-Münster, L. 2013. Pääkaupunkiseudun maaperän taustapitoisuudet. Summary: Geochemical Baselines in the Helsinki Metropolitan Area. Geologian tutkimuskeskus, tutkimusraportti 201. Espoo. 91 s. 4 liitettä. Saatavilla: [http://tupa.gtk.fi/julkaisu/tutkimusraportti/tr\\_201.pdf](http://tupa.gtk.fi/julkaisu/tutkimusraportti/tr_201.pdf)
- Toxicology Data Network. Toxnet. U.S. National Library of Medicine. <http://toxnet.nlm.nih.gov/newtoxnet/>
- Tuomi, T. 2012. Asumisterveysohjeen mukaiset kemialliset analyysit. Esitelmä Työterveyshuollon asiantuntijoille 10.2.2012.
- Työterveyslaitos. 2012. Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden kokonaispitoisuuden (TVOC) tavoitetasot teollisten työympäristöjen yleisilmassa. Tavoitetaso TY-01-2012. [http://www.ttl.fi/fi/tyoturvallisuus\\_ja\\_riski-en\\_hallinta/riskien\\_hallinta/ohjearvot\\_tavoitetasot\\_haittatekijöille/tavoitetasot/Documents/TVOC\\_tavoitetasot\\_final\\_25052012.pdf](http://www.ttl.fi/fi/tyoturvallisuus_ja_riski-en_hallinta/riskien_hallinta/ohjearvot_tavoitetasot_haittatekijöille/tavoitetasot/Documents/TVOC_tavoitetasot_final_25052012.pdf)
- Työterveyslaitos. 2014. Työterveyslaitoksen käyttämiä viitearvoja sisäympäristön ongelmien tunnistamisessa toimistotyöympäristössä. Saatavilla: [http://www.ttl.fi/fi/tyoymparisto/sisailma\\_ja\\_sisaymparisto/Documents/sisaympariston\\_vii-tearvoja\\_17%2003%2014.pdf](http://www.ttl.fi/fi/tyoymparisto/sisailma_ja_sisaymparisto/Documents/sisaympariston_vii-tearvoja_17%2003%2014.pdf) (päivitetty 18.3.2014)
- Työterveyslaitos. Onnettomuuden vaaraa aiheuttavat aineet -turvallisuusohjeet (OVA-ohjeet). <http://www.ttl.fi/ova/>
- SuRF-UK (Sustainable Remediation Forum) UK. 2011. Annex 1: The SuRF-UK Indicator Set for Sustainable Remediation Assessment. Contaminated Land: Applications in Real Environments (CL:AIRE), London. Available at: <http://www.claire.co.uk>. Accessed 30 January 2012.
- U.S. EPA. 2011. Exposure Factors Handbook: 2011 Edition. United States Environmental Protection Agency. EPA/600/R-09/052F.
- U.S. EPA. 2007. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume 3 Part A: Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment (RAGS 3A). United States Environmental Protection Agency. EPA 540-R-02-002.
- U.S. EPA. 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part A). EPA/540/1-89/002. U.S. Environmental Protection Agency.
- U.S. EPA. 1999. Understanding variation in partition coefficient, Kd, values. Volume I: The Kd model, Methods of Measurement, and Application of Chemical Reaction Codes. United States Environmental Protection Agency. EPA 402-R-99-004A.



- U.S. EPA. 2000. Supplementary Guidance for Conducting Health Risk Assessment of Chemical Mixtures. United States Environmental Protection Agency.
- U.S. EPA. 2000a. Data Quality Objectives Process for Hazardous Waste Site Investigations. United States Environmental Protection Agency. EPA/600/R-00/007. Saatavilla: [www.epa.gov/quality1/qs-docs/g4hw-final.pdf](http://www.epa.gov/quality1/qs-docs/g4hw-final.pdf).
- U.S. EPA. 2011. Petroleum Hydrocarbons And Chlorinated Hydrocarbons Differ In Their Potential For Vapor Intrusion. United States Environmental Protection Agency.
- U.S. EPA. Integrated Risk Information System. IRIS. <http://www.epa.gov/IRIS/>
- U.S. EPA. ECOTOX Database. <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>
- U.S. EPA. Risk Assessment. <http://www.epa.gov/risk/>
- U.S. EPA. 2007. Concepts, Methods and Data Sources for Cumulative Health Risk Assessment of Multiple Chemicals, Exposures and Effects: A Resource Document. United States Environmental Protection Agency. EPA/600/R-06/013F. Saatavilla: [http://ofmpub.epa.gov/eims-comm.getfile?p\\_download\\_id=474337](http://ofmpub.epa.gov/eims-comm.getfile?p_download_id=474337)
- U.S. EPA. 2010. Low stress (low flow) purging and sampling procedure for the collection of groundwater samples from monitoring wells. United States Environmental Protection Agency. EQASOP-GW 001. Saatavilla: <http://www.epa.gov/region1/lab/qa/pdfs/EQASOP-GW001.pdf>
- Van Vlaardingen, P., Posthumus, R. & Posthumus-Doodeman, C. 2005. Environmental Risk Limits for Nine Trace Elements. RIVM report 601501029. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, the Netherlands.
- Van den Berg M., Birnbaum, L., Denison, M., De Vito, M., Farland W., Feeley F., Fiedler H., Hakanson H., Hanberg A., Haws L., Rose M., Safe S., Schrenk D., Tohyama C., Tritscher A., Tuomisto J., Tysklind M., Walker N., Peterson R. 2006. The 2005 World Health Organization re-evaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds, Toxicol. Sci. 93:223–241
- Verbruggen, E., Posthumus, R. and van Wezel, A. 2001. Ecotoxicological serious risk concentrations for soil, sediment and (Ground)water: updated proposals for first series of compounds. RIVM report 71170120. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, the Netherlands. 263p.
- Verta, M., Kauppila, T., Londesborough, S., Mannio, J., Porvari, P., Rask, M., Vuori, K.-M. & Vuorinen, P.J. 2010. Metallien taustapitoisuudet ja haitallisten aineiden seuranta Suomen pintavesissä – Ehdotus laatunormidirektiivin toimeenpanosta. Suomen Ympäristökeskuksen raportteja 12/2010. Suomen ympäristökeskus. 45 s.
- Volkwein, S., Hurtig, H.-W. & Klöpffer, W. 1999. Life Cycle Assessment of Contaminated Sites Remediation. International Journal of Life Cycle Analysis 4(5): 263-274.
- Wahlström, M., Laine-Ylijoki, J., Eskola, P., Vahanne, P., Mäkelä, M., Vikman, M., Venelampi, O., Hämäläinen, J. & Frilander, R. 2004. Kaatopaikkojen tiivistysrakennemateriaaleina käytettävien teollisuuden sivutuotteiden ympäristökelpoisuus. VTT Tiedotteita 2246. <http://www.vtt.fi/inf/pdf/tiedotteet/2004/T2246.pdf>
- WCED. 1987. Our common future. World Commission on Environment and Development. Oxford University Press.
- WHO. 2007. Environmental Health Criteria. The International Programme on Chemical Safety (IPCS).
- WHO. 2011. Guidelines for Drinking-water Quality - 4th ed. World Health Organization. Saatavilla: <http://www.who.int>
- Ympäristöhallinto. Pysyvät orgaaniset yhdisteet (POP). <http://www.ymparisto.fi/POP>

## KUVAILEHTI

Julkaisija	Ympäristöministeriö Ympäristönsuojeluosasto	Julkaisuaika Marraskuu 2014	
Tekijä(t)	Ympäristöministeriö		
Julkaisun nimi	Pilaantuneen maa-alueen riskinarviointi ja kestävä riskinhallinta		
Julkaisusarjan nimi ja numero	Ympäristöhallinnon ohjeita 6   2014		
Julkaisun teema	Ympäristönsuojelu		
Tiivistelmä	<p>Tämä ohje selostaa valtioneuvoston asetuksen 214/2007 mukaista maa-alueen pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointia ja korvaa aiheesta aiemmin annetun ohjeen (Ympäristöhallinnon ohjeita 2/2007). Ohjetta voidaan soveltaa myös muissa tarkoituksissa, joissa haitallisten aineiden aiheuttamia riskejä tai ympäristön pilaantumista on arvioitava. Ohjeessa käsitellään riskinarvioinnin tavoitteita, toteutusta ja dokumentointia sekä kestävän riskinhallinnan arviointia ja periaatteita. Lisäksi ohjeessa annetaan näitä koskevia yleisiä suosituksia.</p> <p>Ohje on tarkoitettu valvonta- ja lupaviranomaisille, suunnitelmien ja arviointien tekijöille ja tilaajille sekä muille alan asiantuntijoille. Sitä tulee soveltaa tapauskohtaisesti siten, että arviointien sisältö, laajuus ja toteutustapa ovat tarkoituksenmukaisia. Ohje ei ole sitova.</p>		
Asiasanat	maaperä, pohjavesi, pilaantuminen, riskinarviointi, haitalliset aineet, riskinhallinta, kestävyys		
Rahoittaja/toimeksiantaja	Ympäristöministeriö		
	978-952-11-4326-7 ISBN (nid.)		978-952-11-4327-4 ISBN (PDF)
	1796-1645 ISSN (pain.)		1796-1653 ISSN (verkkokj.)
	Sivuja 235	Kieli suomi	Luottamuksellisuus julkinen
Julkaisun myynti/jakaja	Edita Publishing Oy, PL 780, 00043 NORDIC MORNING Asiakaspalvelu: puh. 020 450 05, faksi 020 450 2380 Sähköposti: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi www.editapublishing.fi		
Julkaisun kustantaja	Ympäristöministeriö		
Painopaikka ja -aika	Edita Prima Oy, Helsinki 2014		

## PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Miljöministeriet Miljövårdsavdelningen	Datum November 2014	
Författare	Miljöministeriet		
Publikationens titel	Pilaantuneen maa-alueen riskinarvointi ja kestävä riskinhallinta (Riskbedömning av förorenade markområden och hållbar riskhantering)		
Publikationsserie och nummer	Miljöförvaltningens anvisningar 6   2014		
Publikationens tema	Miljövård		
Sammandrag	<p>Denna anvisning utgör en förklaring till den bedömning som avses i statsrådets förordning om bedömning av markens föroreningsgrad och saneringsbehovet (214/2007) och ersätter den tidigare anvisningen (Miljöförvaltningens anvisningar 2/2007). Anvisningen kan också användas för andra ändamål där det finns behov av att bedöma riskerna med skadliga ämnen eller föroreningen av miljön. I anvisningen behandlas målen med riskbedömningen samt genomförandet och dokumenteringen av denna, och även bedömningen av och principerna för en hållbar riskhantering. I anvisningen ges dessutom allmänna rekommendationer i dessa frågor.</p> <p>Anvisningen är avsedd för tillstånds- och tillsynsmyndigheter, dem som utarbetar och beställer planer och bedömningar samt andra sakkunniga i branschen. Den bör tillämpas med hänsyn till varje specifikt fall så att bedömningarnas innehåll och omfattning och genomförandet av dessa är ändamålsenliga. Anvisningen är inte bindande.</p>		
Nyckelord	mark, grundvatten, förorening, riskbedömning, skadliga ämnen, riskhantering, hållbarhet		
Finansiär/ uppdragsgivare	Miljöministeriet		
	978-952-11-4326-7 ISBN (hft.)		978-952-11-4327-4 ISBN (PDF)
	1796-1645 ISSN (print)		1796-1653 ISSN (online)
	Sidantal 235	Språk Finska	Offentlighet Offentlig
Beställningar/ distribution	Edita Publishing Ab, PB 780, 00043 NORDIC MORNING Kundtjänst: tfn +358 20 450 05, fax +358 20 450 2380 Epost: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi www.editapublishing.fi		
Förläggare	Miljöministeriet		
Tryckeri/tryckningsort och -år	Edita Prima Ab, Helsingfors 2014		

## DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Ministry of the Environment Environmental Protection Department	<i>Date</i> November 2014	
<i>Author(s)</i>	Ministry of the Environment		
<i>Title of publication</i>	<b>Pilaantuneen maa-alueen riskinarviointi ja kestävä riskinhallinta</b> (Risk assessment and sustainable risk management of contaminated land)		
<i>Publication series and number</i>	Environmental Administration Guidelines 6   2014		
<i>Theme of publication</i>	Environmental Protection		
<i>Abstract</i>	<p>The guidelines describe the assessment of contaminated land and the need for remediation, in accordance with the Government Decree 214/2007. It replaces the previous guidelines addressing the same issues (Environmental Administration Guidelines 2/2007). Additionally, the guidelines can be applied when assessing environmental contamination or risks caused by hazardous substances in other contexts. Further, the objectives, implementation and documentation of risk assessment are discussed, as are the assessment and principles of sustainable risk management. There are also general recommendations concerning the above in the guidelines.</p> <p>The guidelines are intended for supervisory and permit authorities, the persons who draft and commission plans and assessments, and other experts in the field. Its application must be appropriate to the case in question in terms of content, scope and methods. The guidelines are not binding.</p>		
<i>Keywords</i>	soil, groundwater, contamination, risk assessment, hazardous substances, risk management, sustainability		
<i>Financier/ commissionere</i>	Ministry of the Environment		
	978-952-11-4326-7 ISBN (pbk.)		978-952-11-4327-4 ISBN (PDF)
	1796-1645 ISSN (print)		1796-1653 ISSN (online)
	<i>No. of pages</i> 235	<i>Language</i> Finnish	<i>Restrictions</i> For public use
<i>For sale at/ distributor</i>	Edita Publishing Ltd, PO Box 780, FI-00043 NORDIC MORNING Customer service: tel. +358 20 450 05, fax +358 20 450 2380 Mail orders: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi www.editapublishing.fi		
<i>Financier of publication</i>	Ministry of the Environment		
<i>Printing place and year</i>	Edita Prima Ltd. Helsinki 2014		

Ohjeessa käsitellään pilaantuneen tai pilaantuneeksi epäillyn maa-alueen riskinarviointia ja kestävää kunnostamista sekä annetaan niitä koskevia yleisiä suosituksia. Ohje korostaa riskinarvioinnin tavoitteita, luotettavuutta ja rajoituksia tarkoituksenmukaisen riskinhallinnan toteuttamiseksi.

Myynti: Edita Publishing Oy  
Asiakaspalvelu:  
PL 780, 00043 NORDIC MORNING  
puh. 020 450 05, faksi 020 450 2380  
[asiakaspalvelu.publishing@edita.fi](mailto:asiakaspalvelu.publishing@edita.fi)  
[www.edita.fi/verkkokauppa](http://www.edita.fi/verkkokauppa)

**ISBN 978-952-11-4326-7 (nid.)**

**ISBN 978-952-11-4327-4 (PDF)**

**ISSN 1796-1645 (pain.)**

**ISSN 1796-1653 (verkkok.)**